

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS**

**DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DA PRODUÇÃO DE CARNE
BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO**

THIAGO JOSÉ FLORINDO

DOURADOS/MS

2015

THIAGO JOSÉ FLORINDO

**DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DA PRODUÇÃO DE CARNE
BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal da Grande Dourados – Faculdade de Administração, Ciências Contábeis e Ciências Econômicas, para obtenção do Título de Mestre em Agronegócios.

ORIENTADOR: PROF. DR. CLAUDIO FAVARINI
RUVIARO

COORIENTADOR: PROF. DR. EDSON TALAMINI

DOURADOS/MS

2015

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP).

F637d	<p>Florindo, Thiago José. Desempenho ambiental e econômico da produção de carne bovina no centro-oeste brasileiro. / Thiago José Florindo. – Dourados, MS : UFGD, 2015. 77f.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. Clandio Favarini Ruviaro. Dissertação (Mestrado em Agronegócios) – Universidade Federal da Grande Dourados.</p> <p>1. Avaliação do ciclo de vida. 2. Sustentabilidade da carne bovina. 3. Intensificação da produção. 4. Rentabilidade da pecuária de corte. I. Título.</p> <p style="text-align: right;">CDD – 636.213</p>
-------	---

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central – UFGD.

©Todos os direitos reservados. Permitido a publicação parcial desde que citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA GRANDE DOURADOS
FACULDADE DE ADMINISTRAÇÃO, CIÊNCIAS CONTÁBEIS E CIÊNCIAS
ECONÔMICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS

Thiago José Florindo

**DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DA PRODUÇÃO DE CARNE
BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO**

BANCA EXAMINADORA

ORIENTADOR: Prof. Dr. Clandio Favarini Ruviaro – UFGD

Prof. Dr. Rodrigo Garófallo Garcia – UFGD

Dra. Cristiane Maria de Léis – USP

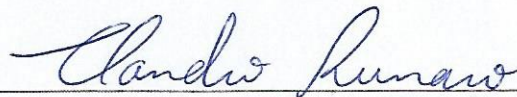
Dezembro de 2015

THIAGO JOSÉ FLORINDO

**DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DA PRODUÇÃO DE CARNE
BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO**

Esta dissertação foi julgada e aprovada como requisito para a obtenção do grau de
Mestre em Agronegócios com área de Concentração em Agronegócios e
Desenvolvimento no Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade
Federal da Grande Dourados.

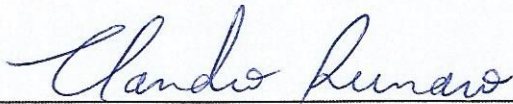
Dourados (MS) 15 de Dezembro de 2015



Prof. Dr. Cláudio Favarini Ruviaro

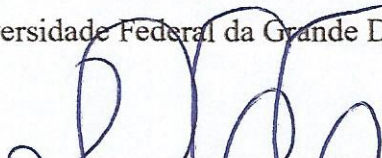
Coordenador do Programa

Banca Examinadora



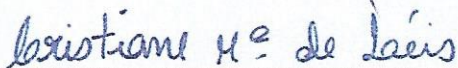
Prof. Dr. Cláudio Favarini Ruviaro

Universidade Federal da Grande Dourados



Prof. Dr. Rodrigo Garófallo Garcia

Universidade Federal da Grande Dourados



Dra. Cristiane Maria de Léis

Universidade de São Paulo

AGRADECIMENTOS

À minha melhor amiga, esposa, colega de classe, Giovanna! Caminhamos juntos desde o início da graduação em Administração, sem a sua presença e contribuição, provavelmente isto não teria se realizado.

Ao meu orientador Clandio Ruviano, que foi muito mais do que um orientador durante o mestrado, tornou-se um grande amigo, que acreditou e confiou no meu potencial, me ensinando muito sobre Ciência e como escrevê-la.

Ao meu coorientador Edson Talamini, pela orientação, contribuições e ensinamentos na área de Bioeconomia. Pela disponibilidade em poder contribuir para realização deste trabalho.

A Universidade Federal da Grande Dourados, ao Programa de Pós-Graduação em Agronegócios, professores e colegas, que participaram na construção do meu conhecimento.

Aos dois jipes que temos em casa, carinhosamente chamados de Jaspion (meu Suzuki Vitara 1993) e a Pepa Pig (da Giovanna), por cederem gentilmente inúmeras vezes suas peças para que pudesse me desligar da pesquisa e refrescar a cabeça enquanto trabalhava de mecânico.

Ao meu irmão Fabrício e minha irmã Ana Talizi, que desde pequeno mostraram ao irmão caçula a importância da dedicação ao estudo e o trabalho.

Ao casal colorado Marcos e Mara, pais da minha linda esposa, que sempre nos apoiaram e souberam lidar com perfeição nos momentos que estávamos mais dedicados a pesquisa e principalmente nas decisões mais difíceis.

Ao meu pai, José Carlos e minha mãe Rosiris, que sempre me apoiaram, principalmente na difícil decisão de abandonar uma promissora carreira profissional para dedicar a pesquisa e ao meio acadêmico. Por entenderem a minha ausência nos últimos dois anos, principalmente nos feriados prolongados quando dizia que não poderia ir visitá-los, por que tinha artigos para terminar, planilhas para elaborar, dados para coletar, ou tudo isso junto. Amo vocês!

*“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 próprias árvores e dar-lhes valor.
Conhecer o frio para desfrutar do 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 imaginávamos, 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)

RESUMO

O Brasil é o segundo maior produtor de carne bovina no mundo, com uma produção de 10,2 milhões de toneladas equivalentes em carcaça em 2014. Os sistemas de produção da pecuária de corte brasileira são conduzidos principalmente em pastejo dos animais a campo, com pastagens naturais ou cultivadas. No entanto, a nível mundial, a cadeia de produção da pecuária de corte é tida como um dos principais contribuintes para emissões de gases de efeito estufa (GEE), potenciais para aquecimento global. Neste sentido, critica-se ainda que o aumento do consumo de carne bovina produzida no Brasil implicaria em desmatamento e conversão de novas áreas da região Amazônica em pastagens para suprir a demanda. A fim de estimar-se as emissões de GEE da cadeia de produção da carne bovina, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) têm sido amplamente utilizada, contudo, poucos estudos foram realizados no Brasil, principalmente na Região Centro-Oeste. Além disto, muitos estudos relatados foram realizados a partir de dados de fazendas experimentais ou simulação de propriedades rurais, os quais podem não refletir a realidade da atividade, uma vez que fatores regionais podem influenciar diretamente os resultados. Devido às dimensões continentais do Brasil, a pecuária de corte possui uma ampla diversidade de sistemas de produção, permitindo melhor adaptação às condições climáticas de cada região. Desta forma, o objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho ambiental e econômico de quatro sistemas de produção da pecuária de corte utilizados em uma fazenda na Região Centro-Oeste brasileira, utilizando a ACV, Custeio do Ciclo de Vida ambiental (CCV) e ferramentas de análise de investimentos. A principal fonte de emissão de GEE dos sistemas foi a fermentação entérica dos animais, respondendo por mais de 95% do total das emissões em todos os sistemas. As emissões de GEE dos sistemas de produção variaram de 15,5 a 28,3 kg de CO₂ eq por quilo de peso vivo animal. O custo de uso da terra foi um dos principais custos de produção dos sistemas de produção, devido a baixa carga animal por hectare da fazenda, inferior a 400 kg de peso vivo animal por hectare. O valor presente líquido (VPL) dos sistemas de produção variou de R\$ 1,26 a R\$ 1,72 por quilo de peso vivo. O sistema de produção IV, com menor peso ao abate e com uma alimentação mais intensiva no período seco do ano (maio a agosto) obteve os melhores resultados em relação aos critérios ambientais e econômicos. Comparado ao sistema de produção base (SP I), permitiu reduzir as emissões em 45% e aumentar a rentabilidade financeira em aproximadamente 27%. Desta forma, utilizar estratégias de alimentação mais intensivas em períodos seco, onde as pastagens apresentam baixa qualidade nutricional, podem proporcionar redução nas emissões de GEE e maior lucratividade ao produtor rural. A implantação dessas estratégias permitiria aumentar a produção de carne bovina, sem a necessidade de conversão de novas áreas em pastagens para produção além de possibilitar um incremento de renda ao produtor. Por fim, novos estudos são necessários em diferentes regiões climáticas brasileiras, de forma que permita uma clara compressão das emissões e estratégias para mitigação.

Palavras-Chave: Avaliação do ciclo de vida. Sustentabilidade da carne bovina. Intensificação da produção. Rentabilidade da pecuária de corte.

ABSTRACT

Brazil is the second largest producer of beef in the world, with a production of 10.2 million tonnes in carcass equivalent in 2014. The production systems of Brazilian beef cattle are conducted mainly in animal grazing into the field with pastures natural or cultured. However at the global level, beef cattle production chain is seen as a major contributor to greenhouse gases (GHG), potential for global warming. In this sense, it is still critical that the increased consumption of beef produced in Brazil would imply deforestation and conversion of new areas of the Amazon region in pastures to meet the demand. In order to estimate GHG emissions from the beef production chain, Life Cycle Assessment (LCA) have been widely used, however, few studies have been conducted in Brazil, mainly in the Midwest Region. In addition, many studies have been conducted using data from experimental farms or simulation farms, which cannot reflect the reality of the activity, because regional factors can directly influence the results. Due to the continental dimensions of Brazil, the beef cattle has a wide diversity of production systems, allowing better adaptation to the climatic conditions of each region. Thus, the objective of this study was to evaluate the environmental and economic performance of four beef cattle production systems used on a farm in the region Brazilian Midwest, using LCA, Environmental Life Cycle Costing (LCC) and tools investment analysis. The main source of GHG emission systems was the enteric fermentation of animals, accounting for over 95% of total emissions in all systems. GHG emissions from production systems differ from 15.5 to 28.3 kg CO₂ eq per kg of animal live weight. The cost of land use was a major production cost of production systems, due to low stocking rate per hectare of the farm, less than 400 kg of live weight per hectare. The net present value (NPV) of production systems ranged from R\$ 1.26 to R\$ 1.72 per kilogram of live weight. The IV production system, with lower slaughter weight and a more intensive feeding in the dry season (May to August) achieved the best results in relation to environmental and economic criteria. Compared to base production system (SP I), has reduced emissions by 45% and increase financial profitability by approximately 27%. Thus, use more intensive feeding strategies in dry periods, where pastures have low nutritional quality, can provide a reduction in GHG emissions and increased profitability for the farmer. The implementation of these strategies would increase beef production without the need for conversion of new areas for pasture production and enables an increase of income to the producer. Finally, further studies are needed in different Brazilian climatic regions in order to allow a clear compression of emissions and strategies for mitigation.

Keywords: Life cycle assessment. Sustainability of beef. Intensification of production. Beef cattle profitability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Abrangência da Avaliação do Ciclo de Vida.....	20
Figura 2 - Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida (ISO 14040)	20
Figura 3 - Os três tipos de Custeio do Ciclo de Vida.	22
Figura 4 - Limites do sistema do Custeio de Ciclo de Vida.....	23
Figura 5 - Avaliação sustentável do ciclo de vida.....	27
Figura 6 - Localização geográfica da propriedade rural.....	38
Figura 7 - Carga animal e ganho de peso vivo dos animais por utilização de área (m ² por kg)	41
Figura 8 - Emissões de CO ₂ eq distribuídas por fase de produção de cada sistema.....	44
Figura 9 - Contribuição das emissões de CO ₂ eq e ganho de peso vivo de cada fase de produção dos sistemas avaliados.	45
Figura 10 - Localização geográfica da propriedade rural.....	56
Figura 11 - Comparação do percentual de contribuição de cada fase de produção entre as emissões, custo de produção e receita bruta dos sistemas avaliados.....	64
Figura 12 - Comparação dos sistemas de produção em relação às emissões em CO ₂ eq., valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR) e indicador de lucratividade anual (ILA) por UF.....	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Alimentação dos animais nos sistemas avaliados	39
Tabela 2 - Peso vivo, ganho de peso vivo, duração e carga animal por hectare	39
Tabela 3 - Valores de digestibilidade de matéria seca ingerida (DMSI), nutrientes digestíveis totais (NDT) e proteína bruta (PB) a alimentação dos sistemas avaliados.....	42
Tabela 4 - Emissões de CH ₄ e N ₂ O a partir da fermentação entérica, manejo de dejetos e uso de fertilizantes nos sistemas avaliados..	43
Tabela 5 - Emissões anuais em quilos CH ₄ entérico representadas por classe animal.....	47
Tabela 6 - Comparação das emissões de GEE dos sistemas de produção de carne bovina completo.	48
Tabela 7 - Alimentação dos animais nos sistemas avaliados.	57
Tabela 8 - Peso vivo, ganho de peso vivo, duração e carga animal por hectare.	58
Tabela 9 - Custos de alimentação, reprodução animal, uso da terra, mão de obra e energia elétrica referente a cada UF produzida (R\$/Kg).....	59
Tabela 10 - Custos totais de produção dos sistemas por animal e hectare (R\$).....	60
Tabela 11 - Produtividade dos sistemas de produção, por animal e hectare (em kg de peso vivo).....	61
Tabela 12 - Comparação da receita líquida entre os sistemas de produção por UF, animal e hectare (R\$).	62
Tabela 13 - Comparação do valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR) e indicador de lucratividade anual dos sistemas apresentados por UF, animal e hectare.	62
Tabela 14 - Emissões convertidas em CO ₂ eq por UF dos sistemas de produção avaliados....	63

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABIEC:** Associação Brasileira Indústrias Exportadoras de Carne
- ACV:** Avaliação do ciclo de vida
- AHP:** Análise processo analítico hierárquico
- ASCV:** Avaliação sustentável do ciclo de vida
- BM:** *Brachiaria brizantha cv. marandú*
- BXF:** *Brachiaria brizantha cv. xaraes* fertilizada
- C:** Carbono
- CCV:** Custeio do ciclo de vida
- CH₄:** Gás metano
- CO₂:** Dióxido de carbono
- DMSI:** Digestibilidade de matéria seca ingerida
- GEE:** Gases de efeito estufa
- IATF:** Inseminação artificial por tempo fixo
- ILA:** Indicador de lucratividade anualizado
- IPCC:** *International Panel of Climate Change*
- N₂O:** Óxido Nitroso
- NDT:** Nutrientes digestíveis totais
- PB:** Proteína bruta
- PIB:** Produto interno bruto
- RC:** Ração comercial 14%
- RCF:** Ração *creep feeding*
- SACV:** Avaliação social do ciclo de vida
- SETAC:** *Society of Environmental Toxicology and Chemistry*
- SM:** Suplemento mineral
- SMP:** Suplemento mineral proteico
- SP:** Sistema de produção
- TIR:** Taxa interna de retorno
- UF:** Unidade funcional
- UNEP:** *United Nations Environmental Programme*
- USDA:** *United States Department of Agriculture Economic Research Service*
- USEPA:** *United States Environmental Protect Agency*
- VPL:** Valor presente líquido

SUMÁRIO

CAPÍTULO I.....	15
1. INTRODUÇÃO.....	16
2. OBJETIVOS.....	17
2.1 Objetivo geral.....	17
2.2 Objetivos específicos.....	17
3. REVISÃO DA LITERATURA.....	19
3.1 Avaliação do ciclo de vida ambiental.....	19
3.2 Custeio do ciclo de vida.....	21
3.3 Avaliação social do ciclo de vida.....	25
3.4 Avaliação sustentável do ciclo de vida.....	26
4. REFERÊNCIAS.....	28
CAPÍTULO II.....	32
DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE CARNE BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO.....	33
Resumo.....	33
Abstract.....	33
1. INTRODUÇÃO.....	34
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	35
3. METODOLOGIA.....	37
3.1 Descrição da propriedade.....	37
3.2 Descrição dos sistemas de produção.....	38
3.3 Unidade funcional (UF) e fronteira do sistema.....	40
3.4 Categorias e avaliação de impacto.....	40
4. RESULTADOS.....	40
5. DISCUSSÃO.....	46
5. CONCLUSÕES.....	49
6. REFERÊNCIAS.....	50
CAPÍTULO III.....	52
DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DA PRODUÇÃO DE CARNE BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO.....	53
Resumo.....	53
Abstract.....	53

1. INTRODUÇÃO.....	54
2. METODOLOGIA.....	55
2.1 Descrição da propriedade	55
2.2 Descrição dos sistemas de produção	56
3. RESULTADOS	59
4. DISCUSSÃO	65
5. CONCLUSÕES	69
6. REFERÊNCIAS	69
CAPÍTULO IV	72
CONSIDERAÇÕES FINAIS	73
ANEXO	75
Anexo A.....	76
Anexo B.....	77

CAPÍTULO I

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas têm sido alvo de preocupação da comunidade internacional, resultado de um modelo de desenvolvimento não sustentável, instituído na utilização excessiva de recursos naturais e degradação do meio ambiente. Constantemente as mudanças climáticas resultantes das emissões de gases de efeito estufa (GEE) são o foco de debates mundiais em busca de soluções para mitigar seus efeitos ambientais, sociais e econômicos.

Ademais, o crescimento da população mundial ocasionará o aumento na demanda de alimentos em aproximadamente 70% até 2050. Para atender essa demanda, o aumento da produção de alimentos deverá vir de investimentos em produtividade, em virtude das consequências ambientais relacionadas às mudanças de uso da terra (CONANT, 2010).

Nesse contexto, o Brasil possui papel de destaque, liderando a produção e exportação de vários produtos agrícolas. De acordo com as projeções até 2030, um terço dos produtos agrícolas comercializados no mundo será originário do país, em função da crescente demanda dos países asiáticos (BRASIL, 2014). Neste cenário, o Brasil possui participação significativa na produção de carne bovina, detendo um rebanho bovino de aproximadamente 208 milhões de cabeças distribuídos em cerca de 174 milhões de hectares de terra (ANUALPEC, 2015).

O desenvolvimento tecnológico do agronegócio brasileiro nas últimas décadas possibilitou aumento de sua produtividade e relevância econômica, respondendo por 23% do produto interno bruto (PIB) no ano de 2013. Não obstante, é o setor responsável pelo superávit na balança comercial brasileira, respondendo por 41% das exportações em 2013 (BRASIL, 2014).

Entretanto, o setor agropecuário é considerado como um dos maiores emissores de GEE, sendo apontado como um dos principais responsáveis pelo aquecimento global. A atividade agropecuária é a principal responsável pela emissão de GEE estufa no Brasil, destacando a emissão de metano (CH_4) proveniente da fermentação entérica dos bovinos e óxido nitroso (N_2O) da adubação nitrogenada (MAZZETTO *et al.*, 2015; CERRI *et al.*, 2009). A preocupação com o aquecimento global tem induzido a comunidade nacional e internacional a questionar a indústria de carne bovina brasileira, baseados nas informações que a pecuária é responsável por mais de 50% das emissões de GEE que estão relacionados com a agricultura (RUVIARO *et al.*, 2015).

A bovinocultura brasileira é predominantemente conduzida em sistemas de pastejo extensivos, com baixas taxas de lotação, resultando em baixa produtividade. A magnitude das emissões está relacionada à alimentação dos animais, de forma que aumentar a eficiência de

produção, por meio de intensificação e tecnificação, como integração lavoura-pecuária, lavoura-pecuária-floresta e/ou confinamento, podem contribuir satisfatoriamente em direção à redução das emissões de GEE nesse setor (MAZZETTO *et al.*, 2015; RUVIARO *et al.*, 2015; OISHI *et al.*, 2013; WALL; SIMM; MORAN, 2010; BEAUCHEMIN *et al.*, 2010).

Nesse contexto, a busca por uma produção mais limpa ocasionando menores impactos ambientais, tem incentivado diversas pesquisas sobre modelos de produção na pecuária (RUVIARO *et al.*, 2015; OGINO *et al.*, 2015; MAZZETTO *et al.*, 2015; ROY *et al.*, 2009). A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido utilizada para avaliar de forma adequada estratégias de redução das emissões, incorporando informações ambientais de diferentes sistemas de produção (BEAUCHEMIN *et al.*, 2010; FINNVEDEN *et al.*, 2009). A ACV consiste em uma metodologia com intenção de quantificar diferentes impactos ambientais ao longo do ciclo de vida do produto (berço ao túmulo), permitindo identificar modelos com menor emissão de carbono e, ainda, identificar as etapas mais impactantes dentro do sistema (POWERS *et al.*, 2014).

No entanto, muitas vezes os produtores rurais se concentram primeiramente em suas receitas financeiras, não se importando com as externalidades geradas. Geralmente os impactos ambientais são desmedidos pelos produtores, não influenciando sobre a escolha de seu método de produção (TILMAN; REICH; ISBELL, 2012). A pecuária sustentável requer a adoção de sistemas viáveis ou que pelo menos maximizem os domínios ambiental e econômico. Contudo, há certa dificuldade de atingir esse objetivo, devido à frequentes *trade-offs* concorrentes entre os objetivos econômicos e ambientais (OISHI *et al.*, 2013; STEHFEST *et al.*, 2013).

Desenvolvimentos recentes em ciclo de vida propuseram a utilização do Custeio do Ciclo de Vida Ambiental (CCV) a fim de mensurar a ótica econômica do produto. Em contraste com a ACV, o CCV utiliza o custo de uma determinada entrada com a finalidade de mensurar os custos agregados, calculando todos os custos associados ao seu ciclo de vida (HOOGMARTENS *et al.*, 2014; KLOEPFFER, 2008). A aplicação do CCV ambiental geralmente possui as mesmas definições e escopo da ACV, utilizando a mesma unidade funcional e limite do sistema. Sua utilização facilita a comparação de diferentes cenários por possuírem a mesma abrangência da ACV (CIROTH *et al.*, 2011).

Mesmo considerando a relevância da pecuária para o fornecimento de alimentos, poucos modelos que mensurem o desempenho econômico e ambiental da atividade foram aplicados no mundo, podendo ser explicado devido sua complexidade e interação em diferentes áreas (STEHFEST *et al.*, 2013; FLICHMAN; LOUHICHI; BOISSON, 2011).

Métodos baseados no ciclo de vida são considerados adequados no sentido de uma avaliação integrada, existindo a necessidade de movimentos multidisciplinares objetivando integrações interdisciplinares e transdisciplinares (SALA; FARIOLI; ZAMAGNI, 2013). Portanto, surge a questão de pesquisa: Quais os sistemas de produção de carne bovina que possuem uma melhor relação entre viabilidade econômica e redução das emissões de GEE?

Desta forma, o objetivo deste trabalho foi mensurar o desempenho ambiental e econômico de diferentes sistemas de produção de carne bovina por meio da ACV em conjunto com CCV ambiental. Devido a grande variabilidade existente entre os sistemas de produção da pecuária de corte brasileira, optou-se em avaliar quatro diferentes sistemas de produção da carne bovina. Estudos envolvendo ACV geralmente utilizam fazendas experimentais ou simulação de uma propriedade a partir de dados da literatura, podendo não refletir o atual desempenho da atividade. Com o intuito de melhor representar a atividade, os dados utilizados neste estudo são oriundos de uma fazenda de produção de gado de corte em sistema completo (cria, recria e engorda).

Espera-se que este estudo possa fornecer subsídios em direção à elaboração de políticas relacionadas à redução de emissões de GEE na produção de carne bovina, por intermédio de abordagens interdisciplinares que possibilitem a escolha de sistemas produtivos que maximizem a rentabilidade ao produtor e minimizem o impacto ambiental.

2. REVISÃO LITERATURA

2.1 Avaliação do ciclo de vida ambiental

O conceito da ACV de um produto surgiu na década de 1960, aplicados a modelos de avaliação de custos e recursos naturais, evoluindo na década de 1970 para estudos de avaliação emergica. Muitos nomes foram utilizados para a avaliação, como por exemplo, eco-equilíbrio (Alemanha, Suíça, Áustria e Japão) e análise de recursos e do meio ambiente nos Estados Unidos (ANDERSSON; OHLSSON; OLSSON, 1994; ROY *et al.*, 2009). Contudo, o conceito de ACV pouco evoluiu, ganhando ênfase a partir de 1985, motivado pela necessidade de uma ferramenta que permitisse a comparação de produtos a partir do ponto de vista ambiental, visando atender os critérios de rotulagem ecológica da Comunidade Europeia (ANDERSSON; OHLSSON; OLSSON, 1994).

A partir da década de 1990, vários esforços foram realizados com o intuito de padronizar a metodologia de ACV. Entre eles, destacam-se projetos da *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) e *United States Environmental Protect Agency* (USEPA), buscando desenvolver um consenso sobre um quadro para a realização de análise de inventário de ciclo de vida e avaliação de impacto (ROY *et al.*, 2009). Como resultado desses esforços, foi desenvolvido um modelo global de ACV e uma metodologia bem definida para elaboração do inventário.

A partir da normatização tornou-se frequente o uso da ACV no setor privado e órgãos públicos, proporcionando melhorias nos produtos quanto a aspectos ambientais, apoio à tomada de decisão e avaliação de riscos. Analisando os potenciais impactos de um produto e identificando seus pontos críticos ao longo de seu ciclo de vida, proporciona decisões fundamentadas com o objetivo de contribuir para um desenvolvimento sustentável (LEHMANN *et al.*, 2013).

A ACV consiste em uma metodologia com a finalidade de estimar os impactos ambientais atribuíveis ao ciclo de vida de um produto, tais como as mudanças climáticas, destruição do ozônio estratosférico, ozônio troposférico (poluição atmosférica), eutrofização, acidificação, riscos toxicológicos sobre a saúde humana e os ecossistemas, esgotamento dos recursos naturais, uso da água, uso da terra, entre outros (REBITZER *et al.*, 2004). A ACV quantifica os potenciais impactos por meio de uma análise do "berço ao túmulo", conforme apresentado na Figura 1, através da definição e utilização de uma unidade funcional, permitindo estudos comparativos (ISO, 2006; KLOEPFFER, 2008).

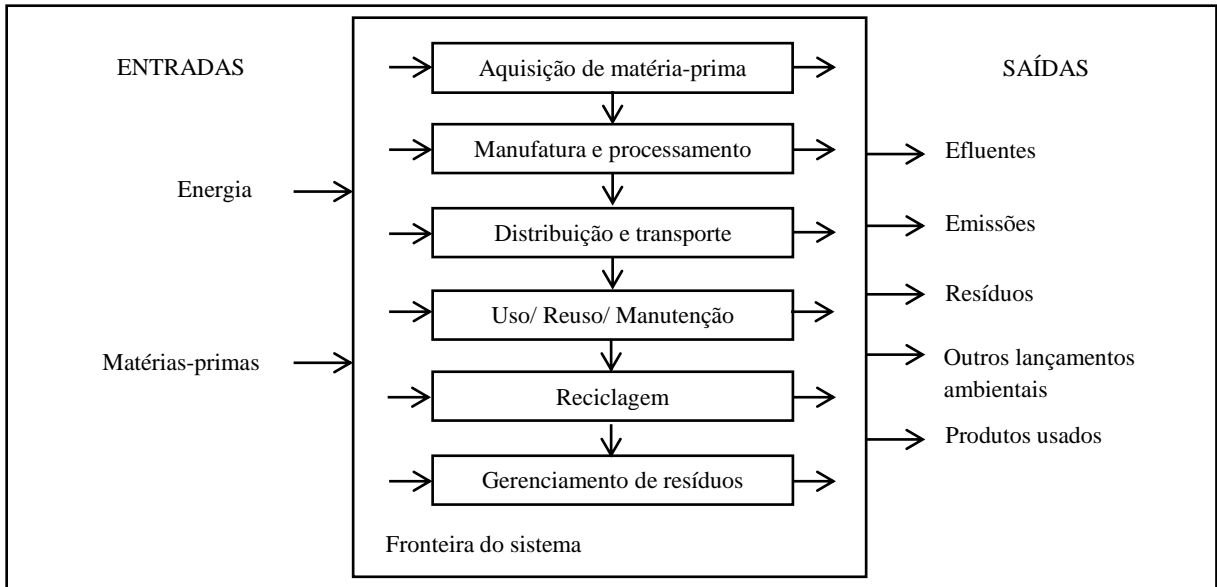


Figura 1: Abrangência da Avaliação do Ciclo de Vida

Fonte: Fava (1991).

A ACV é normatizada pela ISO 14040 (2006), que delimita as quatro fases da aplicação do método: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação, as quais são representadas na Figura 2.

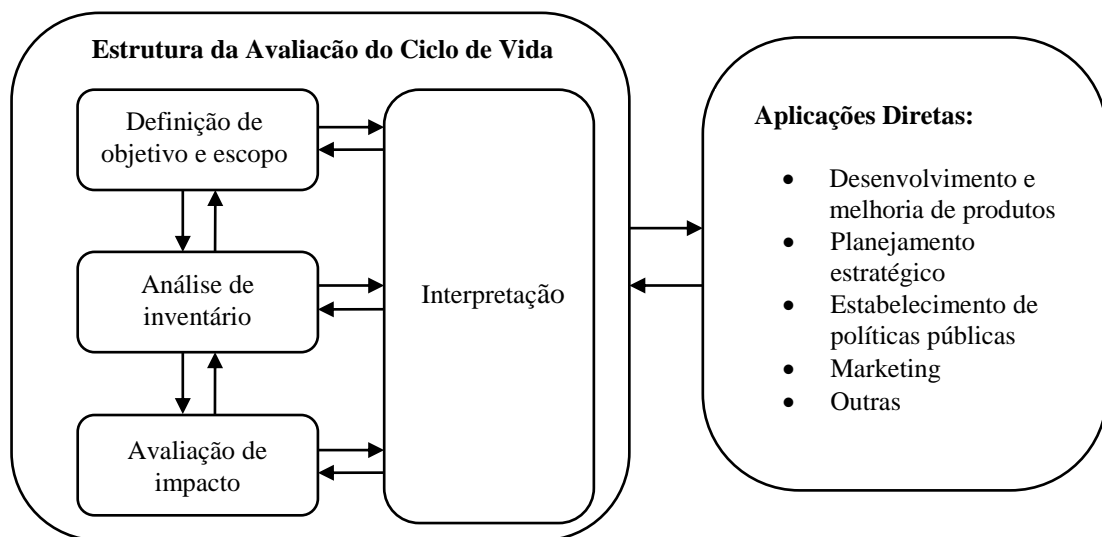


Figura 2: Estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida (ISO 14040)

Fonte: ISO 14040 (2006).

A definição do objetivo e escopo do estudo podem ser consideradas uma das etapas mais importantes da avaliação, uma vez que todo o estudo é realizado de acordo com as declarações dessa fase, definindo seu objetivo, os limites do sistema e sua unidade funcional

(UF) (FINNVEDEN *et al.*, 2009). O objetivo da UF é proporcionar uma unidade de referência para a qual os dados de inventário são normalizados (ROY *et al.*, 2009).

A análise de inventário engloba um extenso banco de dados de materiais envolvidos no produto ou sistema, incluindo o levantamento, a coleta e a análise dos dados necessários para a ACV (GUINÉE, 2002). Segundo o mesmo autor, devem conter dados sobre todas as entradas e saídas de cada processo individual do sistema examinado, como fluxo de poluentes, materiais e recursos, que serão apresentados de forma quantificada para que, após o tratamento, possibilitem a obtenção dos impactos ambientais e posteriormente a avaliação desses impactos. A norma ISO 14040 (2006) aponta os elementos obrigatórios dessa fase: seleção das categorias de impacto, classificação e caracterização e os elementos opcionais: normalização, agrupamento, ponderação e análise adicional da qualidade dos dados.

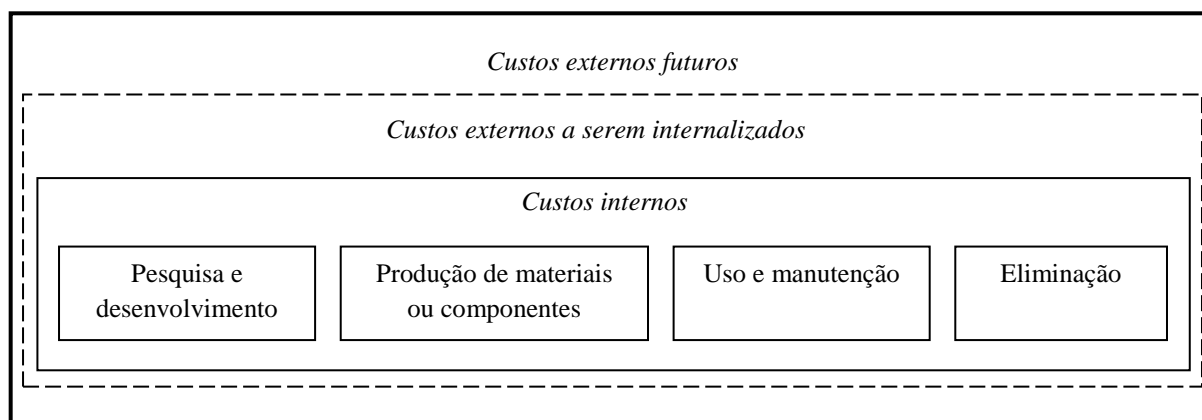
A etapa de interpretação e análise de impacto consiste na fase final, realizando constatações da análise de inventário e da avaliação de impactos, evidenciando pontos críticos, limitações, identificando as fases do ciclo de vida que mais causam impactos e fornecendo recomendações finais. Esta etapa permite a identificação de pontos que necessitam de melhorias, inovação nos produtos ou processos de fabricação, visando à preservação ambiental (SUÈR; NILSSON-PALEDAL; NORRMAN, 2004).

2.2 Custeio do ciclo de vida

O CCV é uma das mais antigas metodologias baseadas em ciclo de vida de um produto, sendo desenvolvido primeiramente para uma rigorosa metodologia de custos financeiros do ponto de vista contábil. O primeiro estudo utilizando essa abordagem foi realizado em 1933, quando o governo dos Estados Unidos solicitou uma avaliação financeira sobre os custos de tratores, envolvendo todo seu ciclo de produção. A ideia era de que as decisões de compra não deveriam ser baseadas exclusivamente no custo de aquisição, mas também sobre os custos de operação, manutenção e em menor grau, para a eliminação (HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008).

Segundo Hunkeler, Lichtenvort e Rebitzer (2008) existem três tipos de CCV: convencional, ambiental e social. O CCV convencional consiste na avaliação de todos os custos internos associados ao ciclo de vida de um produto, na perspectiva do produtor ou usuário, contudo, geralmente não é acompanhada por resultados de uma ACV. O CCV ambiental engloba todos os custos associados ao ciclo de vida de um produto que estão diretamente cobertos por um ou mais atores em seu ciclo de vida, com a inclusão de

externalidades que são esperadas a serem internalizadas no futuro. O CCV social consiste na avaliação de todos os custos associados ao ciclo de vida de um produto que são cobertos por qualquer pessoa na sociedade, seja hoje ou no futuro em longo prazo, incluindo uma avaliação adicional de outros custos externos, geralmente expressados em termos monetários. A Figura 3 apresenta as fronteiras de cada tipo de CCV.



— CCV Convencional: Avaliação de custos internos.

- - - CCV Ambiental: Avaliação adicional dos custos externos a serem internalizados em decisões no futuro; Adicional à ACV.

— CCV Social: Avaliação adicional dos custos externos futuros.

Figura 3: Os três tipos de Custeio do Ciclo de Vida.

Fonte: Hunkeler; Lichtenvort; Rebitzer, (2008)

Basicamente, o CCV consiste em uma agregação de todos os custos que estão diretamente relacionados a um produto ao longo de seu ciclo de vida, desde a extração de suas matérias primas até o seu descarte, conforme apresentado na Figura 3. O resultado engloba os custos totais desde o design do produto, instalação, operação, manutenção, reciclagem e eliminação, sendo comumente aplicado para *ecodesign* de produtos, comparações e otimizações de processos (VALDIVIA *et al.*, 2013; LUO; VAN DER VOET; HUPPES, 2009). Seu objetivo é proporcionar uma avaliação abrangente do sistema de produção, detectando pontos críticos e propondo melhorias a partir de tecnologias alternativas (HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008).

O CCV ambiental consiste em uma modelagem totalmente compatível com a ACV, permitindo avaliar os custos dos sistemas de produção, proporcionando avaliações comparativas ao usuário do produto. A combinação de análises da ACV e CCV em um quadro apresentam a relevância e integralidade da relação entre custos adicionais e impactos ambientais ao longo de todo o ciclo de vida do produto para a tomada de decisão. As aplicações ambientais ganharam ênfase após a publicação do guia *Environmental Life Cycle*

Costing: A Code of Practice, resultado de um trabalho da agência UNEP/SETAC para criação de um método de custos integrado a ACV (CIROTH *et al.*, 2011; SWARR *et al.*, 2011).

O CCV ambiental compartilha a mesma estrutura da ACV, utilizando a mesma unidade funcional e limites do sistema, diferenciando apenas na formulação de seu inventário, utilizando fluxo financeiro ao invés de ambientais (Figura 4). Dessa forma, as duas análises são vistas como complementares, incluindo os custos externos que possivelmente serão internalizados em uma perspectiva futura. Contudo, esses custos externos futuros não devem ser convertidos de medidas ambientais para medidas monetárias, evitando uma dupla contagem, visto que estão abrangidos no ACV (HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008).

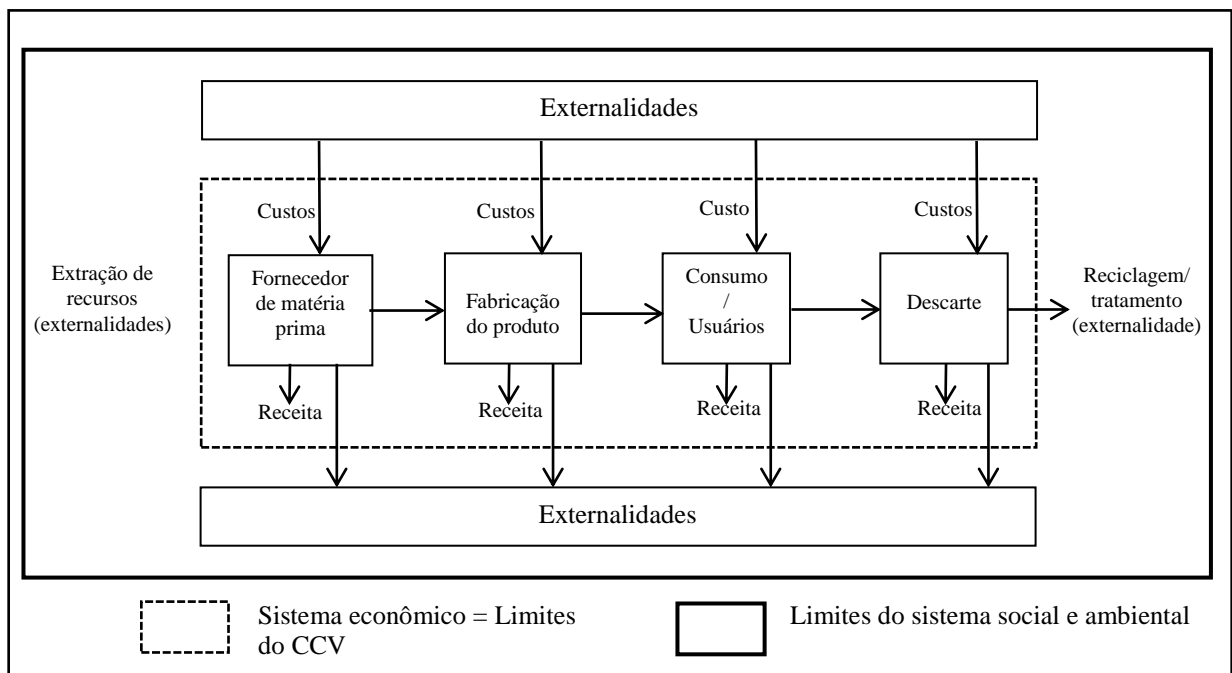


Figura 4: Limites do sistema do Custeio de Ciclo de Vida

Fonte: Rebitzer e Hunkeler (2003).

A metodologia utiliza a estrutura da ACV, compartilhando a mesma unidade funcional e limites do sistema, diferenciando apenas na formulação de seu inventário, utilizando fluxo financeiro ao invés de ambientais. Contrastando com a ACV, onde são reunidas as entradas com potencial impacto ambiental para cada etapa de produção, os custos de produção desta etapa servem como medidas para o inventário de custos, não necessitando de um detalhamento das atividades realizadas (HOOGMARTENS *et al.*, 2014; HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008). Entretanto, no CCV não há fase de avaliação de impacto, porque todos os dados do inventário estão padronizados, ou seja, expostos na mesma

moeda, não havendo necessidade de caracterização ou a ponderação de dados no inventário (SWARR *et al.*, 2011).

No entanto, há necessidade de padronização dos custos através do Valor Presente Líquido (VPL) para uma mesma data, utilizando uma taxa de desconto. A taxa de desconto a ser aplicada fica a cargo do tomador de decisão, no entanto, geralmente é utilizado o custo de capital, próprio ou de terceiros. Contudo, variações na taxa de desconto, custos e receitas futuras podem afetar as conclusões relacionadas com as comparações de diferentes formas de produção. Dessa forma, é recomendada a aplicação de uma análise de sensibilidade ou uma Simulação de Monte Carlo buscando prever essas alterações (HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008).

A dimensão econômica do CCV é restrita principalmente ao ponto de vista do negócio, possibilitando ao tomador de decisão comparar o custo de capital sobre unidade funcional a seus impactos ambientais. Embora o resultado vise proporcionar informação para a tomada de decisão de um determinado ator, durante uma etapa no ciclo de vida de um produto, os dados podem ser apresentados para todos os interessados no produto, inclusive seus consumidores (KLOEPFFER, 2008; SWARR *et al.*, 2011).

Assim, o CCV ambiental pode facilitar o processo de tomada de decisão dos consumidores, podendo ajudar produtores e comerciantes a salientar a vantagem financeira ao adquirir produtos com menor impacto ambiental. A ideia é que a ACV e o CCV além de compartilharem as mesmas definições do sistema, alocação, unidade funcional, entre outros atributos, extraíam dois diferentes indicadores exatamente do mesmo sistema (HEIJUNGS; HUPPES; GUINÉE, 2010). Essa combinação facilita as decisões gerenciais em uma direção mais racional, possibilitando a identificação de situações ganha-ganha e otimizando *trade-offs* entre o ponto de vista ambiental e econômico (HUNKELER; LICHTENVORT; REBITZER, 2008).

Dentre as limitações de sua aplicação, como existem várias etapas de produção no ciclo de vida de um produto, geralmente são avaliadas partes do ciclo de vida, excluindo os custos de descarte. Uma definição importante é que o CCV não é uma ferramenta para contabilidade financeira, sendo um método de gestão de custos com o propósito de estimar os custos por uma unidade funcional com a existência de um produto (REBITZER e HUNKELER, 2003).

2.3 Avaliação social do ciclo de vida

A avaliação social do ciclo de vida (SACV) tem como objetivo avaliar os impactos sociais e socioeconômicos, além de mensurar seu potencial de impacto durante o ciclo de vida de um produto. Estruturado a partir da norma ISO 14040 (2006), os aspectos avaliados a partir do SACV de um produto afetam diretamente os interessados, podendo estar relacionados ao comportamento das empresas, desenvolvimento socioeconômico ou impacto sobre o capital social (BENOIT, 2009).

Ao ponto que muitos indicadores sociais não podem ser quantificados, é necessária uma abordagem mista, através de uma classificação qualitativa dos dados com estruturas de pontuação em conjunto com métodos quantitativos. O indicador social pode ser atribuído tal como a correlação de quantas horas uma pessoa necessita trabalhar para adquirir unidades funcionais para uma sociedade, como por exemplo, cuidados com a saúde e educação (KLOEPFFER, 2008). Portanto, uma maior necessidade de horas por unidade funcional social resultará negativamente no produto avaliado, dado que um produto com bom desempenho ambiental pode ter um desempenho negativo pela avaliação social (CIROTH *et al.*, 2011).

Contudo, os principais problemas estão na forma de relacionar indicadores sociais e seu impacto para a unidade funcional do sistema. Entre as formas de análise, a maioria das aplicações da SACV tem utilizado uma abordagem qualitativa, classificando em diferentes grupos de interessados e identificando possíveis indicadores para cada grupo, posteriormente realizando a coleta de dados com os envolvidos e efetuando ponderações. Uma abordagem semelhante foi realizada por Yu e Halog (2015), utilizando uma escala de nove cores para avaliação do indicador social.

Com o mesmo objetivo, Hossaini *et al.* (2015) realizaram uma seleção de indicadores a partir de uma pesquisa bibliográfica e posteriormente realizaram entrevistas com dez gestores sobre os indicadores selecionados. Em ambos os casos discutidos acima, houve dificuldade em ponderar e quantificar os indicadores sociais com os resultados ambientais e econômicos. Segundo Vinyes *et al.* (2013), a restrição de indicadores sociais a um número gerenciável e comparável requer uma avaliação multicritérios, equilibrando os indicadores e gerando coeficientes entre eles.

Com objetivo de solucionar esses problemas, outra abordagem foi aplicada por Ren *et al.* (2015), criando primeiramente diferentes grupos de partes interessadas e selecionado possíveis indicadores sociais impactantes. Posteriormente, utilizou-se o método análise processo analítico hierárquico (AHP) para hierarquizar as variáveis e por último, utilizaram

lógica Fuzzy para quantificar as variáveis. Segundo Ren *et al.* (2015), os indicadores sociais podem ser quantificados utilizando a teoria da lógica Fuzzy conciliada a análise multicritério, facilitando a tomada de decisão.

De acordo com Valdívia *et al.* (2013) a SACV ainda está no início do seu desenvolvimento, sendo necessárias aplicações e índices sociais relacionados ao ciclo de vida do produto. A seleção de critérios sociais e sua quantificação ainda é uma tarefa difícil para a análise de sustentabilidade (VINYES *et al.* 2013).

2.4 Avaliação sustentável do ciclo de vida

A ASCV ganhou notoriedade a partir da publicação do guia *Towards a live cycle sustainability assessment: making informed choices on products* (Ciroth *et al.*, 2011), realizada pela *United Nations Environmental Programme* (UNEP). Assim como a ACV, é composta por quatro fases, que contemplam o objetivo e escopo, inventário, avaliação do impacto e interpretação (LEHMANN *et al.*, 2013; BENOIT, 2009; SUÈR; NILSSON-PALEDAL; NORRMAN, 2004).

A ASCV foi proposta por Kloepffer (2008), sendo uma aplicação conjunta da ACV, CCV e SACV, conforme apresentado na Figura 5. A ASCV amplia o escopo da análise, integrando dados ambientais, econômicos e sociais, englobando todos os impactos positivos e negativos (GUINÉE *et al.*, 2010; HEIJUNGS; HUPPES; GUINÉE, 2010; KLOEPFFER, 2008). Esta abordagem é capaz de compartilhar conhecimentos de diferentes disciplinas relevantes para a sustentabilidade através de uma análise transdisciplinar (SALA; FARIOLI; ZAMAGNI, 2013).

Isto posto, todas as informações pertinentes aos três pilares da sustentabilidade são concentradas dentro de um quadro de eco-eficiência. Um ponto significativo desta aplicação combinada consiste na adoção das mesmas fronteiras do sistema e unidades funcionais para as três análises, gerando economia de recursos e maior confiabilidade de dados (VALDIVIA *et al.*, 2013).

Na ASCV, a sustentabilidade é vista como o conjunto de forma equilibrada das três dimensões definidas pelo relatório *Our Common future* (1987), conciliando os conflitos de proteção ao meio-ambiente, igualdade social e crescimento econômico. O objetivo da ASCV é avaliar na medida em que o ciclo de vida de um produto afeta qualquer um dos dois objetivos: o encontro das necessidades da geração atual ou a capacidade de atender as necessidades para suas gerações futuras (JORGENSEN; HERRMANN; BJORN, 2013).

Estudos de ASCV têm sido realizados para comparar diferentes alternativas de execução de atividades, geralmente avaliando sistemas alternativos aos sistemas convencionais de produção ou utilização. Com esse objetivo, Lu *et al.* (2014) compararam a sustentabilidade da reutilização de componentes eletrônicos de celulares na China com a fabricação de componentes novos. A comparação entre diferentes alternativas para a execução da mesma atividade, utilizando a mesma fronteira do sistema permite uma análise mais criteriosa para a tomada de decisão, em virtude de que são utilizados os mesmos indicadores, estrutura de ponderação e fronteira do sistema, permitindo uma compreensão mais clara dos resultados.

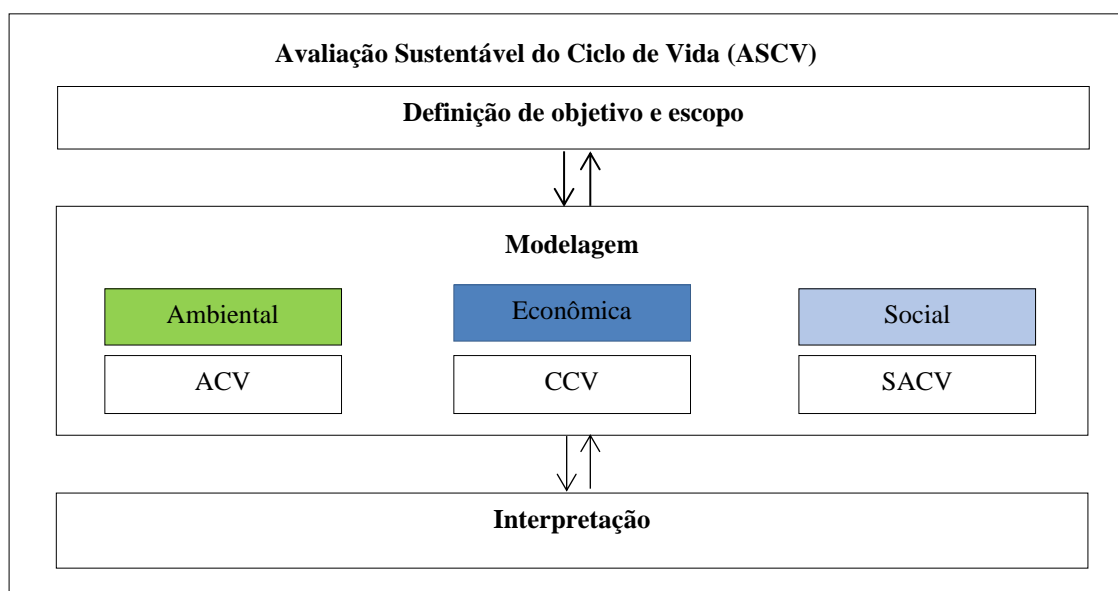


Figura 5: Avaliação sustentável do ciclo de vida

Fonte: Kloepffer (2008).

Com a finalidade de comparar os dados ambientais, econômicos e sociais, diferentes abordagens têm sido utilizadas. Isto têm sido relatado como uma das principais dificuldades encontradas, a necessidade de melhorar a metodologia ASCV de forma a integrar os aspectos ambientais, econômicos e sociais (YU e HALOG, 2015; LU *et al.*, 2014). Neste ponto, Moriizumi, Matsui e Hondo (2010) reforçam essa afirmação, onde apresentam os resultados dos três indicadores, mas não realizam um método de integração para tomada de decisão a partir dos resultados obtidos. Nesse contexto, Akhtar *et al.* (2014) utilizaram a análise de energia para integrar os resultados da avaliação ambiental e econômica, e posteriormente a integração com os indicadores sociais a partir de uma análise multicritério. Hossaini *et al.* (2015) apontam que incorporar uma análise de energia facilita a implementação de uma

análise multicritério. No entanto, relataram a dificuldade de compreensão da conversão termodinâmica da análise emérgica dos tomadores de decisão.

Outra forma de integração dos resultados foi proposta por Ren *et al.* (2015), onde a partir dos resultados das avaliações ambiental, econômica e social utilizam a análise AHP e análise multicritério para determinar a sequência sustentável das atividades e o cenário mais sustentável. Nessa abordagem, a análise AHP é utilizada para ponderar os critérios de avaliação da sustentabilidade e em seguida a análise multicritério é utilizada para classificar as alternativas em ordem decrescente, de acordo com a matriz para a tomada de decisão, determinada pela ASCV.

No entanto, outras limitações são apontadas como a necessidade de análise de incerteza dos resultados, devido à dificuldade em implantação do método multicritério AHP (HOSSAINI *et al.* 2015). Yu e Halog (2015) também apontam limitações em relação ao banco de dados Europeu, pela ausência de indicadores sociais e limitação de dados de CCV.

Contudo, há necessidade de maiores estudos sobre o quadro ASCV, principalmente com aplicações práticas, promovendo uma padronização da metodologia. Algumas dificuldades foram relatadas sobre a aplicação do quadro ASCV, como por exemplo, se as três dimensões da sustentabilidade devem ser separadas apenas no inventário do ciclo de vida ou também no nível de impacto, evitando uma dupla contagem (BACHMANN, 2013).

A adoção do quadro ASCV pode apoiar os tomadores de decisão na priorização de recursos e investimentos para produtos e tecnologias mais sustentáveis. Conseqüentemente, a ASCV possibilita aos consumidores informações sobre quais os produtos são eficientes em termos de custo, com baixos impactos ambiental e socialmente responsáveis, promovendo uma adequação em toda a cadeia de suprimentos sobre critérios de sustentabilidade (VALDIVIA *et al.*, 2013).

3. REFERÊNCIAS

AKHTAR, Sharmin *et al.* Life cycle sustainability assessment (LCSA) for selection of sewer pipe materials. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, n. 4, p. 973-992, 2014.

ANDERSSON, Karin; OHLSSON, Thomas; OLSSON, Par. Life cycle assessment (LCA) of food products and production systems. **Trends in Food Science & Technology**, v. 5, n. 5, p. 134-138, 1994.

ANUALPEC - ANUÁRIO DA PECUÁRIA BRASILEIRA . **Estatísticas**. 2015. Disponível em: <<http://goo.gl/FYJJbL>>. Acesso em: 10 de set. 2015.

BACHMANN, Till. Towards life cycle sustainability assessment: drawing on the NEEDS project's total cost and multi-criteria decision analysis ranking methods. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 9, p. 1698-1709, 2013.

BEAUCHEMIN, Karen *et al.* Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 371-379, 2010.

BENOIT, Catherine. **Guidelines for social life cycle assessment of products**. UNEP/Earthprint, 2009. ISBN 9280730215. Disponível em: <<http://goo.gl/wgSRHr>>. Acesso em: 06 de out. 2015.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. **Exportações do agronegócio atingem quase US\$ 100 bilhões em 2013**. 2014. Disponível em: <<http://goo.gl/ncQoBb>>. Acesso em: 14 de out. 2015.

CERRI, Carlos Clemente *et al.* Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.

CIROTH, Andreas *et al.* **Towards a live cycle sustainability assessment: making informed choices on products**. United Nations Environment Programme, 2011. Disponível em: <<http://goo.gl/UuFSMb>>. Acesso em: 14 out. 2015.

CONANT, Richard T. **Challenges and Opportunities for Carbon Sequestration in Grassland Systems: A Technical Report on Grassland Management and Climate Mitigation**. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010. ISBN 9251064946. Disponível em: <<http://goo.gl/jI6YJK>>. Acesso em: 14 out. 2015.

FAVA, James A. **A technical framework for life-cycle assessments**. Society of Environmental Toxicology and Chemistry and SETAC Foundation for Environmental Education, 1991.

FINNVEDEN, Göran *et al.* Recent developments in Life Cycle Assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 91, n. 1, p. 1-21, 2009.

FLICHMAN, Guillermo; LOUHICHI, Kamel; BOISSON, Jean-Marie. Modelling the Relationship Between Agriculture and the Environment Using Bio-Economic Models: Some Conceptual Issues. In: FLICHMAN, G. (Ed.). **Bio-Economic Models applied to Agricultural Systems**. Springer Netherlands, 2011. Cap. 1, p.3-14. ISBN 978-94-007-1901-9.

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

GUINÉE, Jeroen B. *et al.* Life Cycle Assessment: Past, Present, and Future. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 90-96, 2010.

HEIJUNGS, Reinout; HUPPES, Gjalit; GUINÉE, Jeroen B. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. **Polymer Degradation and Stability**, v. 95, n. 3, p. 422-428, 2010.

HOOGMARTENS, Rob *et al.* Bridging the gap between LCA, LCC and CBA as sustainability assessment tools. **Environmental Impact Assessment Review**, v. 48, n. 0, p. 27-33, 2014.

- HOSSAINI, Navid *et al.* AHP based life cycle sustainability assessment (LCSA) framework: a case study of six storey wood frame and concrete frame buildings in Vancouver. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 58, n. 7, p. 1217-1241, 2015.
- HUNKELER, David; LICHTENVORT, Kerstin; REBITZER, Gerald. **Environmental life cycle costing**. CRC, 2008. ISBN 1420054708.
- ISO. International Standart Organization. **ISO 14040: Environmental Management–Life Cycle Assessment–Principles and Framework**. London: British Standards Institution, 2006.
- JORGENSEN, Andreas; HERRMANN, Ivan T.; BJORN, Anders. Analysis of the link between a definition of sustainability and the life cycle methodologies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 8, p. 1440-1449, 2013.
- KLOEPFFER, Walter. Life cycle sustainability assessment of products. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 89-95, 2008.
- LEHMANN, Annekatriin *et al.* Social aspects for sustainability assessment of technologies—challenges for social life cycle assessment (SLCA). **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 8, p. 1581-1592, 2013.
- LU, Bin *et al.* Reusability based on Life Cycle Sustainability Assessment: case study on WEEE. **Procedia Cirp**, v. 15, p. 473-478, 2014.
- LUO, Lin; VAN DER VOET, Ester; HUPPES, Gjalt. Life cycle assessment and life cycle costing of bioethanol from sugarcane in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 13, n. 6–7, p. 1613-1619, 2009.
- MAZZETTO, André M. *et al.* Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science**, v. 175, p. 101-112, 2015.
- MORIIZUMI, Yue; MATSUI, Naohiro; HONDO, Hiroki. Simplified life cycle sustainability assessment of mangrove management: a case of plantation on wastelands in Thailand. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 16, p. 1629-1638, 2010
- OGINO, Akifumi *et al.* Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**. 2015. doi: 10.1016/j.jclepro.2015.08.110.
- OISHI, Kazato *et al.* Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow–calf production systems. **Agricultural Systems**, v. 115, n. 0, p. 95-103, 2013.
- POWERS, Wendy *et al.* Quantifying greenhouse gas sources and sinks in animal production systems. **Government Publication/Report**, p. 31-160, 2014.
- REBITZER, Gerald; HUNKELER, David. Life cycle costing in LCM: ambitions, opportunities, and limitations. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 5, p. 253-256, 2003.
- REBITZER, Gerald *et al.* Life cycle assessment: Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. **Environment International**, v. 30, n. 5, p. 701-720, 2004.
- REN, Jingzheng *et al.* Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 20, n. 6, p. 842-853, 2015.

ROY, Poritosh *et al.* A review of life cycle assessment (LCA) on some food products. **Journal of Food Engineering**, v. 90, n. 1, p. 1-10, 2009.

RUVIARO, Clandio F. *et al.* Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 435-443, 2015.

SALA, Serenella; FARIOLI, Francesca; ZAMAGNI, Alessandra. Progress in sustainability science: lessons learnt from current methodologies for sustainability assessment: Part 1. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 9, p. 1653-1672, 2013.

STEHFEST, Elke *et al.* Options to reduce the environmental effects of livestock production – Comparison of two economic models. **Agricultural Systems**, v. 114, n. 0, p. 38-53, 2013.

SUÈR, Pascal; NILSSON-PALEDAL, Soren; NORRMAN, Jenny. LCA for site remediation: A literature review. **Soil & Sediment Contamination**, v. 13, n. 4, p. 415-425, 2004.

SWARR, Thomas E. *et al.* Environmental life-cycle costing: a code of practice. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 16, n. 5, p. 389-391, 2011.

TILMAN, David; REICH, Peter B.; ISBELL, Forest. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 26, p. 10394-10397, June 26, 2012.

VALDIVIA, Sonia *et al.* A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio+20. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 9, p. 1673-1685, 2013.

VINYES, Elisabet *et al.* Application of LCSA to used cooking oil waste management. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 2, p. 445-455, 2013.

WALL, E.; SIMM, G.; MORAN, D. Developing breeding schemes to assist mitigation of greenhouse gas emissions. **Animal**, v. 4, n. 03, p. 366-376, 2010.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. **Our common future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.

YU, Man; HALOG, Anthony. Solar Photovoltaic Development in Australia—A Life Cycle Sustainability Assessment Study. **Sustainability**, v. 7, n. 2, p. 1213-1247, 2015.

CAPÍTULO II

DESEMPENHO AMBIENTAL DA PRODUÇÃO DE CARNE BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO

Resumo

A pecuária é tida como um dos principais setores potenciais para o aquecimento global, em razão do volume de emissões de gases de efeito estufa (GEE), oriundos principalmente da fermentação entérica dos animais. A produção de carne bovina é responsável por aproximadamente 40 % do total das emissões da cadeia de produção. No entanto, as emissões de GEE variam amplamente devido à diferença de sistemas de produção e condições climáticas. Desta forma, o objetivo deste estudo foi identificar as emissões de GEE de diferentes sistemas de produção (SP) de carne bovina na Região Centro-Oeste do Brasil. Foram analisados quatro diferentes SP de uma típica propriedade rural na região sul do Estado de Mato Grosso do Sul. A metodologia utilizada foi a Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental (ACV). O SP IV com abate dos animais aos 20 meses de idade e 510 quilos de peso vivo obteve as menores emissões de GEE por quilo de peso vivo, 15,5 kg CO₂ eq, permitindo reduzir em 45 % as emissões por kg de peso vivo em relação ao sistema de produção base. Nos sistemas avaliados, o maior ganho de peso vivo diário refletiu em reduções nas emissões de GEE por quilo de peso vivo. Estratégias de intensificação da produção, permitindo maior ganho de peso vivo diário e maior produtividade por hectare podem reduzir as emissões de GEE, além de reduzir a necessidade de abertura de novas áreas para produção da pecuária de corte.

Palavras chaves: Avaliação do ciclo de vida; intensificação da produção; sustentabilidade da carne bovina; fermentação entérica.

Abstract

Livestock is considered a large potential sectors for global warming, due to the volume of greenhouse gases (GHG), mainly resulting from the enteric fermentation of animals. The beef production accounts for approximately 40 % of total emissions production chain. However, GHG emissions vary widely because of the different production systems and weather conditions. Thus, the objective of this study was to identify the GHG emissions from different production systems (PS) of beef in the Midwest Region of Brazil. Were analyzed four different PS from a typical farm in the southern state of Mato Grosso do Sul. The methodology used was the Environmental Life Cycle Assessment (LCA). The PS IV with slaughter of the animals at 20 months old and 510 kg of live weight obtained the lower GHG emissions per kilogram of live weight, 15.5 kg CO₂ eq, reducing by 45 % the emissions per kg of live weight in relative to the base production system. The assessed systems, the largest daily gain live weight reflected in reductions in GHG emissions per kilogram of live weight. Strategies for intensification of production, allowing greater daily gain and increased productivity per hectare body weight can reduce GHG emissions and reduce the need for opening new areas for production of Beef cattle.

Keywords: Life cycle assessment. Intensification of production. Sustainability of beef. Enteric fermentation.

1. INTRODUÇÃO

Mudanças climáticas resultantes das emissões de gases de efeito estufa (GEE) e a utilização de recursos naturais em demasia podem resultar em consequências negativas para a humanidade e, principalmente, para as gerações futuras. De acordo o relatório *Livestock's Long Shadow* (Steinfeld *et al.*, 2006), o setor pecuário é tido como um dos principais contribuintes para alguns dos mais graves problemas ambientais, a níveis locais e globais. Desta forma, sistemas agropecuários, como a produção de gado, consistem em um importante desafio para redução dos impactos ambientais e uso de recursos naturais (WIEDEMANN *et al.*, 2015).

Globalmente, estima-se que as cadeias de produção de carne de bovina emitam cerca de 2,9 gigatoneladas de CO₂ eq, aproximadamente 40 % do total das emissões da pecuária (GERBER *et al.*, 2013). Ademais, as preocupações quanto às consequências ambientais da produção agrícola geram a necessidade de novos conhecimentos sobre os impactos dessa atividade, para torná-los aceitáveis segundo os critérios de sustentabilidade (RUVIARO *et al.*, 2012). Por isso a necessidade de ações de mitigação, cujo objetivo é o de refrear as alterações no clima por meio da intervenção humana, sejam para reduzir ou evitar as emissões de GEE.

Neste contexto, os Estados Unidos lideram a produção mundial de carne bovina, com uma produção estimada para 2015 de 10.868 mil toneladas equivalentes em carcaça (USDA, 2015). No entanto, entre o período de 2006 a 2015, a diferença da produção americana para a produção brasileira caiu de 25 % para 6 % (USDA, 2015). Enquanto a produção americana é realizada principalmente em confinamentos (Gerber *et al.*, 2015), no Brasil os animais são criados principalmente em sistemas de pastejo, com uma grande variabilidade de sistemas de produção, por conta da diversidade de solos, biomas e condições climáticas (LOBATO *et al.*, 2014). Todavia, as diferenças entre os sistemas de produção não afetam somente o ganho de peso animal mas, também, impactam diretamente nas externalidades ambientais geradas pelos animais (VEYSSET *et al.* 2014).

A fim de se avaliar de forma adequada as estratégias de mitigação, tem-se utilizado a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), pois incorpora informações ambientais de diferentes sistemas de produção (OGINO *et al.*, 2015; RUVIARO *et al.*, 2015; DICK; DA SILVA; DEWES, 2015; MAZZETTO *et al.*, 2015; BECOÑA; ASTIGARRAGA; PICASSO, 2014; PELLETIER; PIROG; RASMUSSEN, 2010). No entanto, muitos estudos têm sido realizados utilizando dados de fazendas experimentais ou simulações a partir de dados de outras pesquisas, podendo não refletir o impacto real da atividade rural (VEYSSET *et al.*, 2014).

Desta forma, o objetivo deste artigo é estimar através da ACV as emissões de GEE da produção de carne bovina, comparando quatro diferentes sistemas de produção de uma propriedade rural na Região Centro-Oeste brasileira.

2. REVISÃO DA LITERATURA

A bovinocultura de corte consiste em uma atividade econômica relevante no agronegócio brasileiro, abastecendo todo mercado interno e gerando excedentes de produção para exportação. Nas últimas décadas, houve um crescimento da produção brasileira em virtude de condições climáticas favoráveis para produção de animais em regime de pastagens, possibilitando baixos custos de produção, adoção de técnicas modernas de produção e o avanço genético dos animais (FILHO; PERES; JUSTO, 2006).

A pecuária está presente em todas as Unidades de Federação brasileira, possuindo maior concentração nas regiões Centro-Oeste e Norte. Os Estados com maiores rebanhos são Mato Grosso com 29 milhões de cabeças, Minas Gerais com 22 milhões, Goiás com 18 milhões e Mato Grosso do Sul com 16 milhões (ANUALPEC, 2015).

Segundo dados da Associação Brasileira de Indústrias Exportadoras de Carne - ABIEC (ABIEC, 2014), aproximadamente 80% do rebanho bovino brasileiro é composto por raças zebuínas (*Bos indicus*), destacando a raça nelore com quase 90% dessa parcela, sendo animais de extrema rusticidade e adaptados às condições brasileiras.

Contudo, a produção brasileira ainda apresenta caráter extensivo com uma grande área de pastagens em processo de degradação, resultando em baixos índices de produtividades. Dessa forma, o sistema de produção extensiva exige um tempo médio para abate dos animais superior a três anos, enquanto técnicas intensivas de produção apresentam tempo médio inferiores há dois anos. Os sistemas extensivos de produção a pasto apresentam variação de produtividade anuais devido às variações climáticas, podendo ser divididos em período de safra, representados pelos meses de maior precipitação pluviométrica e entressafra, durante o período do inverno, com menores temperaturas e precipitações (FILHO; PERES; JUSTO, 2006).

No entanto, mercados consumidores estão cada vez mais conscientes e atentos a critérios de segurança alimentar e fatores de produção sustentável, havendo a necessidade de uma análise minuciosa desses diferentes sistemas para carne bovina. Neste sentido, a preocupação mundial com a produção e consumo sustentável de alimentos impulsionam pesquisas sobre a produção e sistemas de distribuição de produtos agrícolas (RUVIARO *et*

al., 2012). Para os produtos agropecuários, as preocupações com os impactos ambientais estão relacionadas com a emissão de GEE, o uso da água e uso da terra (NGUYEN *et al.*, 2012).

Em relação às emissões de GEE, a pecuária contribui para aproximadamente 15% emissões globais de GEE, das quais aproximadamente 44% são de metano (CH₄) (GERBER *et al.*, 2013). As emissões de GEE na pecuária são oriundas de diversos processos, como pela fermentação entérica dos ruminantes (CH₄) e pelos dejetos de animais (CH₄ e N₂O) (OGINO *et al.*, 2015). Contudo, pouca atenção tem sido dada a adoção de sistemas que possam mitigar o impacto ambiental da produção de carne bovina. Para a escolha entre diferentes tipos de carnes ou fontes alternativas de proteínas que possam minorar os impactos ambientais, há necessidade de um consistente sistema de avaliação de seu impacto ambiental que permita a comparação dos produtos (DE BOER *et al.*, 2011; DE VRIES e DE BOER, 2010).

A comparação dos impactos ambientais de produtos requer uma abordagem que quantifique as emissões e sobre a utilização de recursos durante todo o ciclo de vida. A ACV é um método mundialmente aceito para avaliar o impacto ambiental (VEYSSET *et al.*, 2014). A metodologia distingue dois tipos de impactos ambientais durante o ciclo de vida de um produto, sendo o uso de recursos naturais, como uso da terra e combustíveis fósseis e emissões de poluentes durante seu ciclo de vida. A emissão de poluentes como amônia ou metano, contribui para as fases de impacto do produto, tais como as alterações climáticas, acidificação e eutrofização dos ecossistemas e eco-toxicidade humana ou terrestre (DE BOER *et al.*, 2011; DE VRIES e DE BOER, 2010).

Nos últimos anos, muitos estudos utilizaram a ACV para quantificar impactos ambientais de produtos agropecuários, sendo um dos principais métodos para avaliação da sustentabilidade ambiental. Esse crescimento na utilização da metodologia está relacionado ao fato que a ACV consiste em um modelo linear estático, estruturado a partir das relações ambientais, avaliação de estoques e suas fases de impacto respectivamente, restringindo a impactos ambientais (HEIJUNGS; HUPPES, 2010). A avaliação abrange todas as emissões diretas dos animais, emissões da produção de forragem e grãos para alimentação, considerando as fases da produção de fertilizantes, combustíveis fósseis ou processos relacionados (OGINO *et al.* 2015; DICK; DA SILVA; DEWES, 2015).

Entre os aspectos de produção, a composição da dieta dos animais é relatada como o fator mais relevante para os impactos ambientais (RUVIARO *et al.* 2015). Uma dieta equilibrada em um sistema mais intensificado, condiciona um período de abate mais curto, resultando em menores impactos ambientais para a categoria aquecimento global (OGINO *et al.*, 2015; RUVIARO *et al.*, 2015). Da mesma forma, a intensificação da alimentação dos

animais em confinamentos, reduz o tempo necessário para abate em relação ao sistema de alimentação em pastagens e permiti reduzir as emissões de metano (CH₄) e oxido nitroso (N₂O), resultando em menores impactos ambientais (PELLETIER; PIROG; RASMUSSEN, 2010).

3. METODOLOGIA

A metodologia utilizada para comparação dos sistemas de produção da pecuária de corte foi a ACV, utilizando dados primários coletados diretamente na propriedade estudada, considerando as entradas (insumos) e saídas (emissões) associadas com as fases de produção de cada sistema para o ambiente.

3.1 Descrição da propriedade

Os dados utilizados para o estudo foram de uma propriedade rural localizada no município de Iguatemi, ao sul do Estado de Mato Grosso do Sul (Figura 6). A propriedade está localizada sob as coordenadas de latitude 23°6'17S e longitude 54°24'21°O, ao norte do município, limite com o município de Naviraí - MS. O clima é classificado como subtropical úmido, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, temperatura média anual de 22,1° C e pluviosidade média anual de 1380 mm. O solo é classificado como latossolo vermelho distrófico de textura média. A propriedade conta com uma área total de 1805 hectares, com aproximadamente 1350 hectares de pastagens.

As áreas destinadas às pastagens são formadas por *Brachiaria brizantha* cv. *marandú*, compreendendo uma área de 1270 hectares e 80 hectares de *Brachiaria brizantha* cv. *xaraés*. As pastagens são utilizadas por um período de dez anos, após esse período, são gradeadas para a implantação de novas pastagens.

Nas áreas de *Brachiara brizantha* cv. *marandú*, é realizada a correção do solo no plantio com incorporação de duas toneladas de calcário por hectare. Já nas áreas de *brachiaria brizantha* cv. *xaraés*, é realizada a correção com duas toneladas de calcário e fertilização com 150 kg de composto formulado (3 % de N, 31 % de P₂O₂, 15 % Ca, 8,5 % S) por hectare no plantio. É fertilizada anualmente com 120 kg do mesmo composto formulado e 2 toneladas de calcário a cada três anos por hectare.



Figura 6 – Localização geográfica da propriedade rural.

3.2 Descrição dos sistemas de produção

A pecuária de corte consiste na única atividade econômica da propriedade, com um rebanho total de 1830 animais e com atividades de cria, recria e terminação.

Os quatro sistemas de produção avaliados são modelos já utilizados pela propriedade, comparados pela alimentação dos animais (Tabela 1). Os dados dos sistemas SP I, SP II e SP III são referentes à média de 400 animais abatidos em cada sistema, durante um período de oito anos. No sistema SP IV, referem-se à média de 240 animais abatidos, durante um período de quatro anos. A diferença entre os sistemas de produção consiste basicamente em diferentes estratégias de alimentação dos animais no período seco do ano, entre maio a agosto, devido à baixa qualidade nutricional das pastagens.

Em todos os sistemas a fase de gestação foi padronizada, sendo vacas da raça nelore primíparas, com peso médio corpóreo de 300 kg, inseminadas por inseminação artificial por tempo fixo (IATF) com sêmen da raça *Aberdeen angus*. Nessa fase, os animais permanecem

em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* com suplementação mineral por um período de 281 dias, com peso médio dos bezerros, ao nascer, de 40 quilos.

Tabela 1 – Alimentação dos animais nos sistemas avaliados.

Sistemas de produção	Pastagem / Suplementação			
	Gestação 281 dias	Cria 0 – 8 meses	Recria 9 - 20 meses	Terminação > 20 meses
SP I	BM/ SM	BM/ RCF	BM/ SM	BM/ BXF/ SM
SP II			BM/ SM/ SMP	BM/ SMP/ BXF/ SM
SP III			BM/ SM/ SMP	BXF/RC
SP IV			BM/ BXF/ RC/ SM	-

Legenda: BM – *Brachiaria brizantha* cv. *marandú*; BXF – *Brachiária brizantha* cv. *xaraés* fertilizada; SM – suplemento mineral; SMP – suplemento mineral 35,5 % proteína, baixo consumo; RCF – ração *creep feeding*; RC - ração comercial 14 % de proteína.

A fase de cria possui duração de oito meses em todos os sistemas, permanecendo em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* e com suplementação extra de ração para os bezerros por *creep feeding*, com peso ao desmame dos bezerros de 220 quilos. Nos sistemas SP I, SP II e SP III, o peso vivo ao abate dos animais é de 570 kg, superiores ao do SP IV, 510 kg. A Tabela 2 descreve cada fase de produção dos sistemas avaliados em peso vivo, ganho de peso vivo, duração e carga animal.

Tabela 2 – Peso vivo, ganho de peso vivo, duração e carga animal por hectare.

Sistemas de produção	Idade (meses)						
	8	14	20	26	32	36	
Peso vivo, kg							
SP I	220	250	350	370	500	570	
SP II	220	280	370	430	570	-	
SP III	220	280	370	570	-	-	
SP IV	220	360	510	-	-	-	
Ganho de peso vivo, kg							
SP I	180	30	100	20	130	70	
SP II	180	60	90	60	140	-	
SP III	180	60	90	200	-	-	
SP IV	180	140	150	-	-	-	
Duração cada fase de produção (dias)							
SP I	240	180	180	180	180	120	Total
SP II	240	180	180	180	180	-	960
SP III	240	180	180	180	-	-	780
SP IV	240	180	180	-	-	-	600
Carga animal, kg/ha							
SP I	389	389	389	389	389	840	Média
SP II	389	389	389	389	840	-	479
SP III	389	389	389	840	-	-	502
SP IV	389	389	840	-	-	-	539

3.3 Unidade funcional e fronteira do sistema

A unidade funcional (UF) para quais os dados foram normatizados foi definida como “1 kg de peso vivo animal no portão da fazenda”. A função da UF é proporcionar uma unidade referência para qual são calculadas todas as externalidades geradas durante o ciclo de vida do produto.

A fronteira desse estudo foi caracterizada como do “berço ao portão da fazenda”. Desta forma, foram consideradas todas as externalidades geradas desde a extração de matérias primas para produção até obter um animal pronto para ao abate. Os dados utilizados são referentes a insumos agrícolas como: pastagens, ração, suplemento mineral, fertilizantes e combustíveis.

3.4 Categorias e avaliação de impacto

Na fase de avaliação de impacto, foi selecionada a categoria aquecimento global, consistindo na soma de todos os GEE emitidos durante o ciclo de vida do produto, convertidos para a equivalência em CO₂ em relação à unidade funcional definida. Foi utilizado o fator de caracterização para equivalência dos GEE do *International Panel of Climate Change* (IPCC) de 2013 para 100 anos. A análise e avaliação dos impactos ambientais foi estimada com o auxílio do software SimaPro 7.3 (PRé Consultants). Sobre o inventário de cada sistema, o período avaliado consiste no tempo necessário para um animal atingir o peso de abate, 570 kg (SP I, SP II e SP III) e 510 kg (SP IV). Foram avaliadas fontes de emissões de CH₄ da fermentação entérica dos animais e dejetos, emissões de N₂O a partir das fezes e urina, emissões a partir do uso de fertilizantes, sendo as equações e referências apresentadas no Anexo A.

4. RESULTADOS

A diferença na alimentação dos animais entre os sistemas de produção resultou em variações no ganho de peso vivo entre as fases de produção e o tempo necessário para abate. O sistema SP I, utilizando somente suplementação mineral, obteve o maior período necessário para abate, 1080 dias. Isto ocorreu em virtude de não haver uma suplementação estratégica no período seco (maio a agosto) nesse sistema. A baixa qualidade das pastagens nessa época possibilitou apenas a manutenção do peso dos animais, diferentemente dos outros sistemas.

No SP II, a utilização de um suplemento mineral proteico (35,5 % de proteína e consumo de 0,1 % do peso vivo) por 100 dias no período seco, permitiu uma redução do tempo de abate de 120 dias, comparado ao SP I.

Nos SP III e SP IV foi utilizada ração comercial de 14 % de proteína e 68 % de nutrientes digestíveis totais (NDT) em diferentes fases de produção. O SP III compartilha as mesmas fases de produção do SP II até a fase de terminação I, onde foi fornecido 3 quilos de ração por animal ao dia, com abate dos animais ao final dessa fase com 570 quilos (780 dias). No SP IV, durante o período seco da fase de recria foi fornecido 1,5 kg de ração por dia para os animais, elevando a qualidade nutricional da alimentação. Esse sistema aproveita a boa qualidade das pastagens na época chuvosa (setembro a abril), atingindo o peso vivo de 510 quilos ao final da fase de recria, peso já aceito para o frigorífico para abate.

Analisando a carga animal por hectare, ocorreu pouca variação entre os sistemas. No entanto, houve variação na área necessária por ganho de quilo de peso vivo dos animais, apresentados na Figura 7.

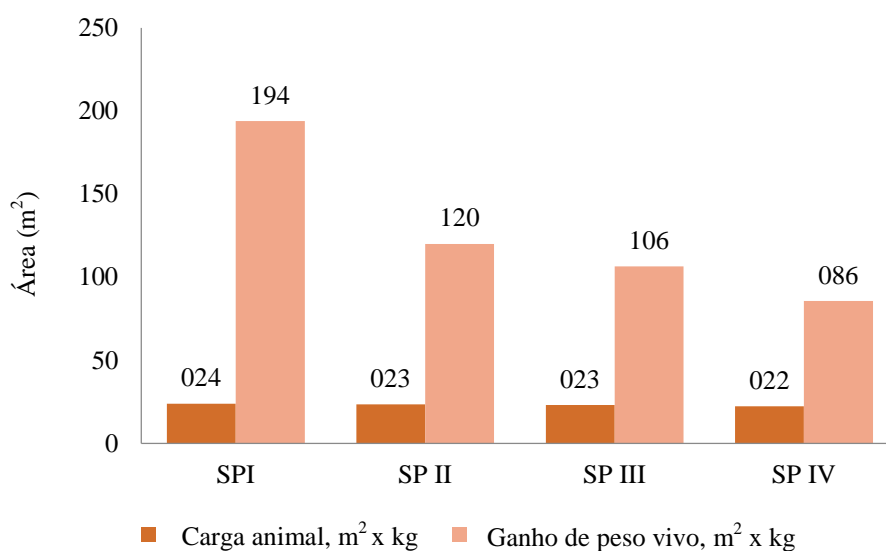


Figura 7 – Carga animal e ganho de peso vivo dos animais por utilização de área (m² por kg).

A pequena variação da carga animal entre os sistemas ocorreu por todos utilizarem o mesmo tipo de forragem para pastejo, *Brachiaria brizantha* cv. marandú com lotação média de 389 kg de peso vivo por hectare (25,70 m² por kg) até a última fase de produção. Na última fase de produção o pastejo ocorreu em áreas de *Brachiaria brizantha* cv. xaráes fertilizada, com lotação média de 840 kg de peso vivo por hectare (11,90 m² por kg).

Analisando a área média necessária para ganho de 1 kg de peso vivo, observou-se diferença significativa nos resultados. O SP I utilizou uma área superior quando comparado aos demais sistemas, 193,88 m², superando em aproximadamente 126 % o SP IV, o qual obteve a menor área necessária, 85,54 m². Essa diferença é resultante do baixo ganho de peso vivo dos animais no SP I durante o período seco, causando variação no ganho de peso vivo diário entre as fases de produção. No SP IV, a suplementação extra dos animais com ração durante o período seco permitiu manter-se a média de ganho de peso diário entre as fases de produção.

Comparando a alimentação fornecida aos animais entre os sistemas, observa-se que se difere somente no período seco do ano (maio a agosto). No período chuvoso (setembro a abril), o volume de precipitação e temperatura média superiores permitem boa qualidade nutricional das pastagens. Neste período, a *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* apresentou digestibilidade de matéria seca ingerida (DMSI) de aproximadamente 59 e 10 % de proteína bruta (PB). Enquanto a *Brachiaria brizantha* cv. *xaraés* fertilizada possui 59 % de DMSI e 13 % de PB (EUCLIDES *et al.* 2009; FLORES *et al.* 2008). No entanto, segundo Euclides *et al.* (2009) no período seco os valores de DMSI e PB caem para *Brachiaria brizantha* cv *marandú* e cv *xaraés*, sendo 49,2 % de DMSI e 8 % de PB e 48,7 % de DMSI e 8,2 % de PB respectivamente. Os valores médios da alimentação dos animais de DMSI, NDT e PB são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Valores de digestibilidade de matéria seca ingerida (DMSI), nutrientes digestíveis totais (NDT) e proteína bruta (PB) na alimentação dos sistemas avaliados.

Sistemas de produção	DMSI (%)	NDT (%)	PB (%)
SP I	53	57,7	9,1
SP II	52,3	57,1	9,4
SP III	52,8	57,5	9,6
SP IV	52,9	57,7	9,4

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de dados de insumos utilizados e Euclides *et al.* (2009) e Flores *et al.* (2008).

As diferentes estratégias de alimentação dos animais no período seco entre os sistemas ocasionaram variação nos valores médios de DMSI, NDT e PB. O fornecimento de suplementação extra no período seco (SP II, SP III e SP IV) aumentaram a disponibilidade de PB aos animais, obtendo valores médios superiores ao SP I. Comparando o SP III e SP IV, ambos suplementaram com ração 14 % no período seco. No entanto, em diferentes fases de produção, o peso médio inferior dos animais suplementados no SP IV resultaram em um menor volume de ração por animal, impactando nos valores médios de PB do sistema.

No SP I, o maior tempo de pastejo dos animais quando comparados aos outros sistemas, para atingir o peso de abate, proporcionaram valores superiores de DMSI, aumentando o tempo de pastejo no período chuvoso com maior percentual de DMSI. Isto impactou também no percentual de NDT. Contudo, o SP IV apresentou resultados superiores, visto que a redução do tempo necessário para atingir o peso de abate inferior aos outros sistemas, fez com que percorresse apenas um período seco, o qual foi suplementado com ração contendo 68 % de NDT.

A maior eficiência da alimentação dos animais no período seco proporcionou ao SP IV menores valores de emissão de fermentação entérica, manejo de dejetos e emissão a partir do uso de fertilizantes, quando comparados aos outros sistemas (Tabela 4).

Tabela 4 – Emissões de CH₄ e N₂O a partir da fermentação entérica, manejo de dejetos e uso de fertilizantes nos sistemas avaliados.

Sistemas de produção	Gestação 281 dias	Idade, meses		
		Cria 0-8	Recria 9-20	Terminação > 20
CH ₄ , fermentação entérica, kg CH ₄ por ganho de peso vivo				
SP I	0,30963	0,12135	0,29861	0,38680
SP II	0,30963	0,12135	0,30553	0,34055
SP III	0,30963	0,12135	0,30553	0,23559
SP IV	0,30963	0,12135	0,17591	-
CH ₄ , gestão de dejetos, kg CH ₄ / kg ganho de peso vivo				
SP I	0,00285	0,00113	0,00301	0,00336
SP II	0,00285	0,00113	0,00261	0,00306
SP III	0,00285	0,00113	0,00261	0,00217
SP IV	0,00285	0,00107	0,00163	-
N ₂ O, fertilizante nitrogenado, kg N ₂ O por kg ganho de peso vivo				
SP I	-	-	-	0,000059
SP II	-	-	-	0,000051
SP III	-	-	-	0,000033
SP IV	-	-	0,000051	-
N ₂ O, gestão de dejetos, kg N ₂ O por kg ganho de peso vivo				
SP I	0,00175	0,00021	0,00181	0,00255
SP II	0,00175	0,00021	0,00175	0,00227
SP III	0,00175	0,00021	0,00175	0,00129
SP IV	0,00175	0,00019	0,00114	-

Nos sistemas avaliados, maiores valores médio de ganho de peso vivo diário refletiram duplamente para redução das emissões a partir da fermentação entérica e manejo de dejetos dos animais. Primeiramente, porque o maior ganho de peso vivo animal reduziu as emissões das fases por UF (kg de peso vivo) por meio do rateio das emissões, sendo todas as emissões divididas pela produção da fase. Posteriormente, ganhos superiores de peso vivo implicam em uma redução do tempo necessário de pastejo para abate, conseqüentemente, suas emissões.

Desta forma, o SP I obteve os maiores volumes de emissão entérica (1,12 kg CH₄ por UF) e manejo de dejetos (0,010 kg CH₄ e 0,006 kg N₂O por UF), superando o SP IV, com menores valores de emissão entre os sistemas em 84 %, 86 % e 105 % respectivamente.

Analisando as emissões do SP I, aproximadamente 65 % do total das emissões do sistema foram oriundas das fases de produção que percorrem o período seco do ano. Contudo, essas fases contribuíram com menos de 20 % do total de ganho de peso do sistema. No SP I (1080 dias) e SP II (960 dias), a fase de maior contribuição foi a terminação, diferentemente do SP III (780 dias) e SP IV (600 dias), em que a fase de gestação foi a maior contribuinte. Ocorreu pouca variação em relação às emissões de N₂O decorrentes da fertilização nitrogenada, pois as pastagens fertilizadas foram utilizadas pelos animais somente na fase final de produção. As emissões de CO₂ eq em cada fase de produção podem ser visualizadas na Figura 8.

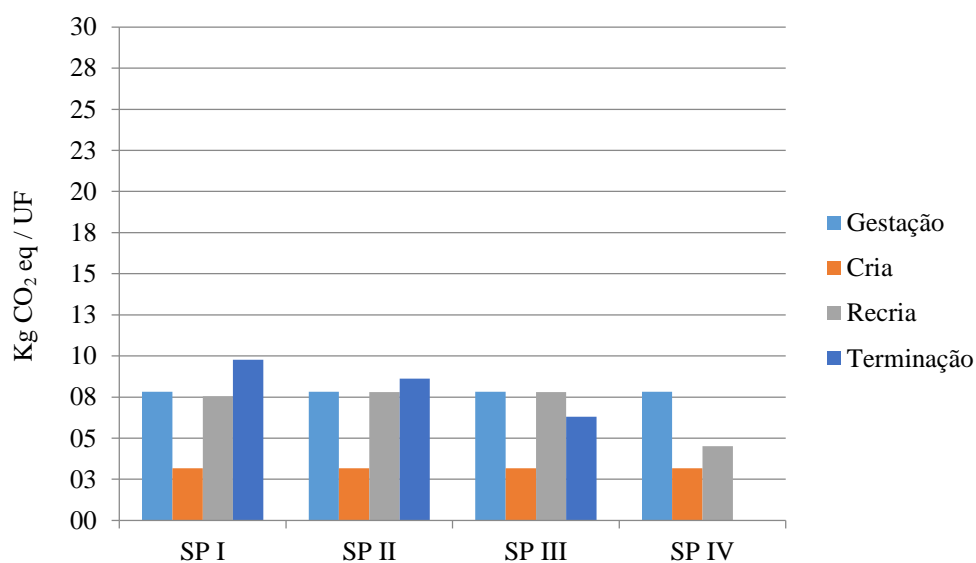


Figura 8 – Emissões de CO₂ eq por fase de produção de cada sistema

O SP I obteve emissões de CO₂ eq mais elevadas do que os outros sistemas, 28,30 kg CO₂ eq / UF. A fase terminação se destacou com 9,77 kg CO₂ eq / UF, o que representou aproximadamente 35 % do total das emissões. O SP II obteve 27,40 kg de CO₂ eq / UF, sendo a fase terminação (8,61 kg CO₂ eq / UF) a mais impactante, com aproximadamente 31 % do total das emissões. O SP III e SP IV apresentaram as menores emissões, 25,10 e 15,50 kg CO₂ eq / UF, respectivamente. Em ambos os sistemas, a fase de gestação apresentou emissões mais elevadas, sendo que no SP IV foi superior a 50% do total das emissões.

Entretanto, é importante destacar que as fases de cria e gestação são compartilhadas entre os sistemas de produção, com 7,82 e 3,17 kg de CO₂ eq / UF respectivamente. No SP IV, a fase de gestação e cria somadas, resultaram em mais de 70 % do total das emissões do sistema. Enquanto que no SP I, por exemplo, ambas representaram menos de 40 % do total das emissões.

Os sistemas com alimentação mais eficiente no período seco obtiveram menores emissões, destacando-se o SP IV com resultado 45 % inferior ao SP I. Comparando as emissões de CO₂ eq com o ganho de peso vivo de cada fase, em relação ao percentual de contribuição total para o sistema (Figura 9), nota-se que há uma ordem inversa. Quanto maior o ganho de peso vivo da fase, aumentando a sua participação em relação ao total, menor foi a emissão de kg de CO₂ eq. Isto ocorreu devido ao rateio das emissões pela produção de quilos de peso vivo de cada fase, diluindo as emissões em relação a UF.

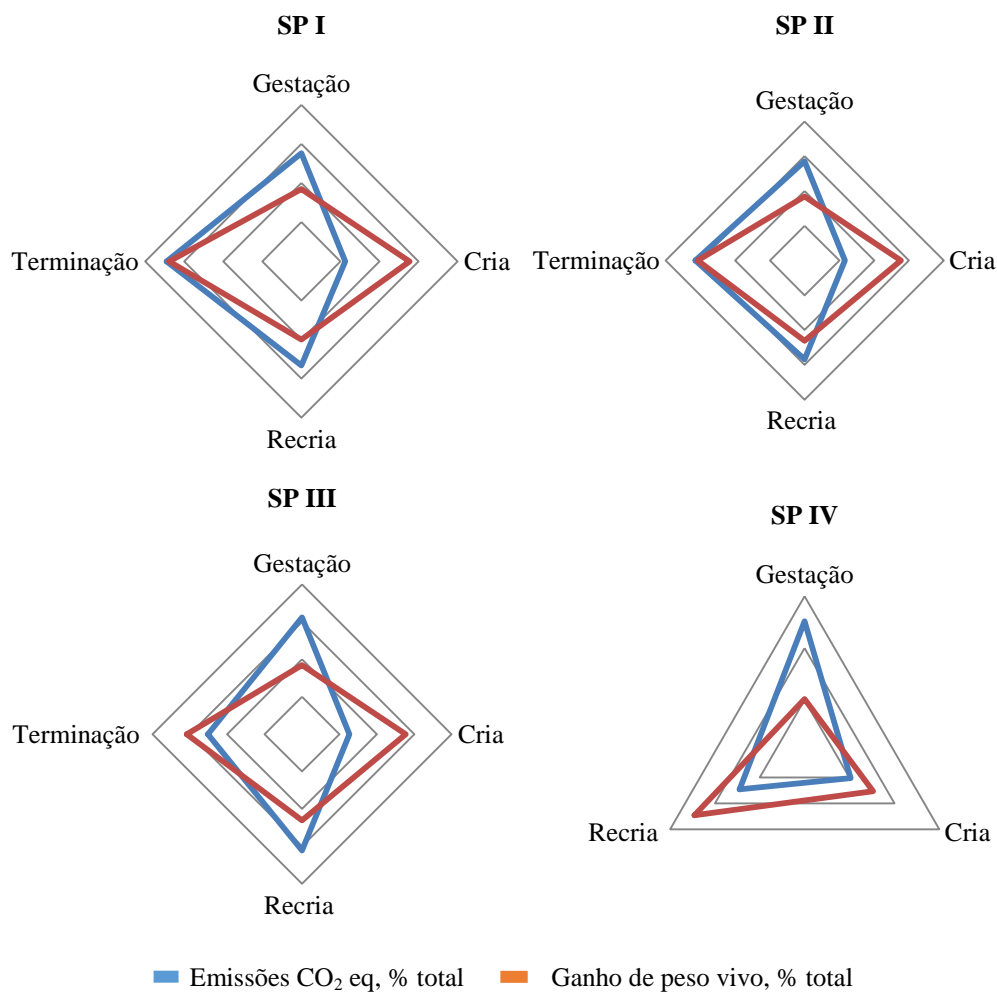


Figura 9 – Contribuição das emissões de CO₂ eq e ganho de peso vivo de cada fase de produção dos sistemas avaliados.

Desta forma, os sistemas que permitiram reduzir as emissões em relação ao SP I, apresentaram menores variações entre as fases de produção, sendo mais homogêneas. No entanto, nota-se que mesmo no SP IV, qual obteve a menor emissão (15,50 kg de CO₂ eq / UF) ocorreu variação entre as fases de gestação e cria do sistema, em relação às emissões de CO₂ eq, qual possibilita ganhos de otimização. Contudo, como destacado por outros autores (Ruviaro *et al.*, 2015; Pelletier, Pirog e Rasmussen, 2010; Beauchemin *et al.*, 2010), a fase de gestação além de ser a mais relevante para as emissões, possui menores oportunidades de otimização, não permitindo redução do tempo (281 dias de gestação) e com limitação de ganho de peso vivo (gestação do bezerro).

5. DISCUSSÃO

No ano de 2014, o rebanho mundial de bovinos ultrapassou a marca de 1bilhão de animais (USDA, 2015), distribuídos em diferentes zonas climáticas, gerando uma diversidade de sistemas de produção que permitem a adaptação a condições específicas de produção. Contudo, a grande variação das formas de produção e alimentação na pecuária impacta diretamente na produtividade dos sistemas e em suas externalidades ambientais (VEYSSET *et al.* 2014). Em virtude dessa diversidade de sistemas de produção, diferentes fatores de emissão e metodologias são utilizados, o que dificulta a comparação entre diferentes estudos (DICK; DA SILVA; DEWES, 2015, RUVIARO *et al.*, 2015, MAZZETTO *et al.*, 2015, OGINO *et al.*, 2015). A padronização de uma estrutura para simulação de sistemas de produção aliado a utilização de diferentes unidades funcionais como peso vivo animal, peso de carcaça, carne desossada ou mesmo proteína, poderiam permitir a comparação de diferentes estudos com maior precisão.

Os fatores de equivalência de CO₂ mais recentes do IPCC possuem um fator de caracterização superior para CH₄, de forma que os estudos mais recentes são susceptíveis de terem maiores emissões de GEE, uma vez que as emissões de CH₄ entérico geralmente são as principais fontes de emissões de GEE na pecuária (OGINO *et al.*, 2015). A fermentação entérica dos animais consiste na principal fonte de GEE em condições brasileiras, afetadas diretamente pela digestibilidade da forragem (MAZZETTO *et al.* 2015). Neste estudo, a principal fonte de emissão de GEE foi a fermentação entérica dos animais, respondendo por 99,7 % (SP I), 99,3 % (SP II), 97,6 % (SP III) e 98,7 % (SP IV) do total das emissões dos respectivos sistemas. Resultados semelhantes foram encontrados no Bioma Pampa, região Sul

do Brasil por Dick, Da Silva e Dewes (2015) onde o CH₄ entérico representou aproximadamente 97,4 % do total das emissões de GEE. Em outro estudo também realizado no Bioma Pampa por Ruviaro *et al.* (2015) o CH₄ entérico variou entre 86 % a 98 % do total das emissões em sete diferentes sistemas de produção.

A grande representatividade do CH₄ entérico no total das emissões ocorreu principalmente em razão da alimentação ser em sistemas de pastejo, com baixa necessidade de insumos. Como exemplo, tem-se o estudo realizado por Ogino *et al.* (2015) na Tailândia, comparando as emissões de GEE entre um sistema extensivo e intensivo de gado de corte. Nos dois sistemas de produção, as emissões de GEE atribuídas à produção de alimentos para os animais foram superiores as relatadas neste estudo, de forma que as emissões de CH₄ entérico representaram 77 % e 65 %, respectivamente. Com o objetivo de comparar as emissões de CH₄ entérico dos sistemas de produção, as emissões foram anualizadas por classe animal (Tabela 5).

As classes com maior peso médio dos animais (Touros/bois e Vacas) obtiveram as maiores emissões de CH₄ entérico, devido ao maior consumo de forragem. Para os novilhos, as emissões foram superiores no SP IV devido ao maior peso médio dos animais em comparação com os outros sistemas. Os resultados são semelhantes aos encontrados por Lima *et al.* (2010), onde foram coletadas as emissões anuais de CH₄ entérico dos animais, divididos por classe animal. As variações entre os resultados podem ser explicadas pela diferença de peso médio dos animais relatados nos estudos.

Tabela 5 – Emissões anuais em quilos CH₄ entérico representadas por classe animal.

Classe animal	Emissões Kg CH ₄ Cabeça/ ano				Lima <i>et al.</i> (2010)
	SP I	SP II	SP III	SP IV	
Vacas	56	56	56	56	63
Bezerro	36	36	36	36	42
Novilho	39	46	46	51	42
Touros/ bois	59	68	-	-	55

As emissões de GEE dos sistemas de produção variaram de 15,5 a 28,3 kg de CO₂ eq /kg de peso vivo e são comparadas com outros estudos realizados em sistema completo (cria, recria e engorda) na Tabela 6.

Comparar resultados de diferentes estudos de emissões de GEE na pecuária de corte consiste em uma tarefa árdua, em razão de diferentes metodologias e fatores de emissões utilizados. No entanto, a consistência e descrição metodológica dos estudos apresentados na Tabela 6 permitem comparações com os resultados deste estudo. As emissões variaram de

9,16 kg CO₂ eq (Dick; Da Silva; Dewes, 2015) a 49 kg de CO₂ eq (Mazzetto *et al.*, 2015) por quilo de peso vivo. As variações podem ser explicadas por diversos fatores além de aspectos metodológicos, como condições climáticas, qualidade da alimentação, genética dos animais, manejo, entre outros.

O SP IV, com suplementação extra de ração com 14 % de proteína no período seco e peso de abate inferior aos outros sistemas (510 kg) obteve as menores emissões de GEE entre os sistemas de produção avaliados, 15,5 kg de CO₂ eq/ kg de peso vivo. A diferença em relação as emissões de GEE dos outros sistemas avaliados nesse estudo pode ser explicada pelo maior ganho de peso vivo diário (0,78 kg/dia) e ao menor peso necessário para o abate, o que reduziu o tempo necessário de pastejo até o abate (600 dias). A intensificação da produção com estratégias de alimentação que reduzam o tempo necessário para o abate foi apontada como o principal fator para a redução das emissões (MAZZETTO *et al.*, 2015; DICK; DA SILVA; DEWES, 2015; RUVIARO *et al.*, 2015; OGINO *et al.* 2015).

Tabela 6 – Comparação das emissões de GEE dos sistemas de produção de carne bovina.

Sistema de produção	País	CO ₂ eq x kg peso vivo	Autor, ano
SP I	Brasil	28,30	Este estudo
SP II	Brasil	27,40	Este estudo
SP III	Brasil	25,10	Este estudo
SP IV	Brasil	15,50	Este estudo
Intensivo, terminação grãos	Tailândia	10,60	Ogino <i>et al.</i> (2015)
Extensivo, pastagens	Tailândia	14	Ogino <i>et al.</i> (2015)
Confinamento	Estados Unidos	14,80	Pelletier; Pirog; Rasmussen (2010)
Pastagens	Estados Unidos	19,20	Pelletier; Pirog; Rasmussen (2010)
Pastagens	Brasil	15	Cederberg <i>et al.</i> (2011)
Pastagens nativa	Brasil	42,60	Ruviaro <i>et al.</i> (2015)
Pastagens de sorgo e azevém	Brasil	18,30	Ruviaro <i>et al.</i> (2015)
Extensivo	Brasil	22,52	Dick; Da Silva; Dewes (2015)
Intensivo	Brasil	9,16	Dick; Da Silva; Dewes (2015)
Extensivo	Brasil	49	Mazzetto <i>et al.</i> (2015)
Intensivo	Brasil	21	Mazzetto <i>et al.</i> (2015)
Extensivo	Uruguai	20,80	Becoña; Astigarraga; Picasso (2014)
Confinamento	Estados Unidos	14 a 26	Rotz <i>et al.</i> (2015)

As emissões dos SP I, II e III variaram entre 25,1 kg a 28,3 kg de CO₂ eq / kg de peso vivo, semelhantes as emissões relatadas em sistemas de produção extensivos no Brasil (RUVIARO *et al.*, 2015; DICK; DA SILVA; DEWES, 2015; MAZZETTO *et al.*, 2015). O peso médio de abate dos animais nos SP I, SP II e SP III foi de 590 kg, superior ao peso de abate dos animais em sistemas extensivos de Mazzetto *et al.* (2015), 450 kg, e Ruviaro *et al.* (2015), 430 kg. Desta forma, a redução no peso de abate do SP I, II e III permitiria o abate mais precoce dos animais, conseqüentemente, reduzindo as emissões de GEE por quilo de peso vivo.

Em relação as emissões de GEE por fase de produção, a fase de gestação foi a mais impactante no total das emissões dos SP III e SP IV, representando aproximadamente 31 % e 50 % do total das emissões respectivamente. Esses dados são condizentes ao apresentado por Rotz *et al.* (2015), onde a maior parte das emissões GEE foram relatados na fase de gestação, devido ao pastejo extensivo e consumo exclusivamente de forragem, aumentando a fermentação entérica dos animais. No entanto, no SP I e SP II, a fase de terminação foi a mais impactante, com aproximadamente 35 % e 31 % do total das emissões. Contudo, mesmo havendo participação superior ao total das emissões em relação aos outros sistemas de produção, os resultados estão de acordo com os obtidos por Pelletier, Pirog e Rasmussen (2010) e Ruviaro *et al.* (2015), onde a fase de terminação representou menos de 36% do total das emissões.

6. CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo comparando quatro diferentes sistemas de produção de uma típica fazenda de produção de gado de corte apontaram que diferentes estratégias de suplementação no período seco do ano afetaram diretamente as emissões de GEE dos animais. O SP IV obteve as menores emissões de GEE entre os sistemas comparados, 15,5 kg de CO₂ eq / kg peso vivo. A redução do peso de abate dos animais de 590 kg para 510 kg e a alimentação mais eficiente no SP IV permitiu reduzir o tempo necessário de pastejo para o abate, possibilitando reduzir as emissões de CH₄ entérico, impactando diretamente nas emissões de GEE do sistema.

Nos sistemas avaliados, o maior ganho de peso vivo diário incidiu em reduções nas emissões de GEE por quilo de peso vivo. Isto aponta que estratégias de intensificação da produção, permitindo maior ganho de peso vivo diário e maior produtividade por hectare podem reduzir as emissões de GEE além de reduzir a necessidade de abertura de novas áreas para produção da pecuária de corte. Desta forma, estes resultados fornecem informações relevantes sobre os efeitos da intensificação da alimentação em relação as emissões de GEE em sistemas de produção de gado de corte, contribuindo para o desenvolvimento de estratégias que permitam o aumento da produtividade considerando emissões de GEE no Centro-Oeste brasileiro.

7. REFERÊNCIAS

- ABIEC. Associação brasileira das indústrias exportadoras de carne. **Pecuária Brasileira**. 2014. Disponível em: <<http://goo.gl/xDHxhL>>. Acesso em: 15 de set. 2014.
- ANUALPEC . Anuário da Pecuária Brasileira. **Estatísticas**. Disponível em: <<http://goo.gl/yU3u6o>>. Acesso em: 05 de out. 2015.
- BEAUCHEMIN, Karen A. *et al.* Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 371-379, 2010.
- BECOÑA, Gonzalo; ASTIGARRAGA, Laura; PICASSO, Valentin D. Greenhouse Gas Emissions of Beef Cow-Calf Grazing Systems in Uruguay. **Sustainable Agriculture Research**, v. 3, n. 2, p. p89, 2014.
- CEDERBERG, Christel *et al.* Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 5, p. 1773-1779, 2011.
- DE BOER, I. J. M. *et al.* Greenhouse gas mitigation in animal production: towards an integrated life cycle sustainability assessment. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 3, n. 5, p. 423-431, 2011.
- DE VRIES, M.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. **Livestock Science**, v. 128, n. 1-3, p. 1-11, 2010.
- DICK, Milene; DA SILVA, Marcelo Abreu; DEWES, Homero. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 426-434, 2015.
- DONG, Hongmin *et al.* **Emissions from livestock and manure management**. 2006. Disponível em: <<http://goo.gl/Wq9C6O>>. Acessado em: 20 de set. 2015.
- EGGLESTON, S. *et al.* IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. **Institute for Global Environmental Strategies, Hayama, Japan**, 2006. Disponível em: <<http://goo.gl/MTkkM9>>. Acessado em: 10 de ago. de 2015.
- EUCLIDES, Valéria Pacheco Batista *et al.* Valor nutritivo da forragem e produção animal em pastagens de *Brachiaria brizantha*. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 1, p. 98-106, 2009.
- FILHO, José L. V. C.; PERES, Roberto M.; JUSTO, Célio L. Produção de carne de bovinos contemporâneos, machos e fêmeas, terminados em confinamento. **R. Bras. Zootec**, v. 35, n. 5, p. 2043-2049, 2006.
- FLORES, Renata Santos *et al.* Desempenho animal, produção de forragem e características estruturais dos capins marandu e xaraés submetidos a intensidades de pastejo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. 8, p. 1355-1365, 2008.
- GERBER, Pierre J. *et al.* Environmental impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. **Meat Science**, 2015.
- GERBER, Pierre J. *et al.* **Tackling climate change through livestock: a global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2013. Disponível em: <<http://goo.gl/B6Z7PR>>. Acesso em: 10 de set. 2015.

- HEIJUNGS, R.; HUPPES, G.; GUINÉE, J. B. Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. **Polymer Degradation and Stability**, v. 95, n. 3, p. 422-428, 3// 2010.
- LIMA, Magda A. *et al.* Segundo inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases do efeito estufa: emissões de metano por fermentação entérica e manejo de dejetos. **Ministério da Ciência e Tecnologia**. 2010.
- LOBATO, J. F. P. *et al.* Brazilian beef produced on pastures: Sustainable and healthy. **Meat science**, v. 98, n. 3, p. 336-345, 2014.
- MAZZETTO, A. M. *et al.* Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science**, v. 175, p. 101-112, 2015.
- NGUYEN, T. T. H. *et al.* Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. **Livestock Science**, v. 145, n. 1-3, p. 239-251, 2012.
- OGINO, Akifumi *et al.* Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment, **Journal of Cleaner Production**. 2015, doi: 10.1016/j.jclepro.2015.08.110.
- PELLETIER, N.; PIROG, R.; RASMUSSEN, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 380-389, 2010.
- ROTZ, C. A. *et al.* Cradle-to-farm gate environmental footprints of beef cattle production in Kansas, Oklahoma, and Texas. **Journal of Animal Science**, v. 93, n. 5, p. 2509-2519, 2015.
- RUVIARO, Clandio F. *et al.* Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, v. 28, n. 0, p. 9-24, 2012.
- RUVIARO, Clandio F. *et al.* Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 435-443, 2015.
- STEINFELD, Henning *et al.* **Livestock's long shadow: environmental issues and options**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2006.
- USDA. United States Department of Agriculture Economic Research Service. **Cattle e beff**. 2015. Disponível em: <<http://goo.gl/RzvQbn>>. Acesso em: 05 de out. de 2015.
- VEYSSET, P. *et al.* Variability in greenhouse gas emissions, fossil energy consumption and farm economics in suckler beef production in 59 French farms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 188, p. 180-191, 2014.
- WIEDEMANN, Stephen *et al.* Environmental impacts and resource use of Australian beef and lamb exported to the USA determined using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 67-75, 2015.

CAPÍTULO III

DESEMPENHO AMBIENTAL E ECONÔMICO DA PRODUÇÃO DE CARNE BOVINA NO CENTRO-OESTE BRASILEIRO

Resumo

Esforços para melhorar o desempenho ambiental da pecuária de corte muitas vezes resultam em estratégias de mitigação que desconsideram a rentabilidade financeira da atividade. O objetivo desse estudo foi identificar sistemas de produção (SP) da pecuária de corte que permitam reduzir as emissões de gases de efeito estufa (GEE) e, concomitantemente, sejam viáveis economicamente. Foram analisados quatro diferentes SP de uma típica propriedade rural na região sul do Estado de Mato Grosso do Sul. A metodologia utilizada foi o Custeio do Ciclo de Vida ambiental (CCV) integrado a Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental (ACV) e ferramentas de análise de investimentos. O SP IV com abate dos animais aos 20 meses de idade e 510 quilos de peso vivo obtiveram os melhores resultados quanto aos indicadores de rentabilidade e emissões, permitindo reduzir em 45 % as emissões por kg de peso vivo e aumentar em 27 % a rentabilidade por hectare em relação ao sistema de produção base (SP I). Contudo, melhorias nas pastagens são necessárias para aumentar a carga animal por hectare e o ganho médio diário por animal, possibilitando menores emissões na produção e maiores retornos financeiros ao produtor, evitando a conversão de novas áreas em pastagens para produção.

Palavras chaves: Avaliação do ciclo de vida; mudança de uso da terra; intensificação da produção; sustentabilidade da carne bovina; rentabilidade da pecuária de corte.

ENVIRONMENTAL AND ECONOMIC PERFORMANCE OF BEEF PRODUCTION IN BRAZILIAN MIDWEST

Abstract

Efforts to improve the environmental performance of beef cattle often result in mitigation strategies that disregard profitability. The aim of this study was to identify production systems (SP) of beef cattle to reduce the greenhouse gas emissions studies (GHG) and, concurrently, be economically viable. Four different SP of a typical rural property were analyzed in the southern state of Mato Grosso do Sul. It was used the methodology of the Environmental Life Cycle Costing (LCC) integrated into the Life Cycle Assessment Environmental (LCA) and analysis tools investments. The SP IV to slaughter at 20 months old and 510 kg of live weight achieved the best results in relation to profitability and emissions indicators, reducing by 45 % the emissions per kg of live weight and increase by 27 % profitability per hectare as the basic production system (SP I). However, improved pastures are needed to increase the stocking rate per hectare and the average daily weight gain per animal, enabling lower emissions in production and greater financial returns to producers, preventing the conversion of new areas for pasture production.

Keywords: Life cycle assessment; land use change; intensification of production; sustainability of beef; profitability of beef cattle.

1. INTRODUÇÃO

Durante os últimos anos, a sociedade tem demonstrado preocupação quanto aos impactos ambientais causados pela crescente necessidade da produção de alimentos para atender a demanda mundial. De acordo o relatório *Livestock's Long Shadow* (Steinfeld *et al.*, 2006), o setor pecuário é tido como um dos principais contribuintes para alguns dos mais graves problemas ambientais, a níveis locais e global. Ademais, os ruminantes ocupam aproximadamente 80 % do uso da terra antropogênica (Stehfest *et al.*, 2013) e consomem cerca de 35 % das culturas agrícolas mundiais, concorrendo diretamente com a produção de alimentos (FOLEY *et al.*, 2011). Neste sentido, a gestão dos sistemas de produção animal é um ponto estratégico para a redução dos impactos ambientais e da segurança alimentar.

O Brasil possui um rebanho bovino de, aproximadamente, 209 milhões de cabeças distribuídos em cerca de 174 milhões de hectares de terra (ANUALPEC, 2015). Em 2014, o Brasil exportou cerca de 1.228.000 toneladas de carne bovina, sendo a Região Centro-Oeste responsável por aproximadamente 32 % do rebanho e produção de carne bovina (BRASIL, 2015). A maioria dos animais são criados em regime de pastejo (Dick; Da Silva; Dewes, 2015) em uma grande variabilidade de sistemas de produção, por conta da diversidade de solos, biomas e condições climáticas (LOBATO *et al.*, 2014).

Não obstante, os impactos ambientais da produção agrícola também dependem dos sistemas de produção, que podem ser influenciados por técnicas de preparo de solo, período de colheita e outras questões técnicas. Essa fase é tida como a principal contribuinte para os impactos ambientais dos alimentos, relacionados a perda de biodiversidade, emissões de gases de efeito estufa (GEE), redução da fertilidade do solo, entre outros (MOHAMAD *et al.*, 2014).

No entanto, a definição dos sistemas de produção está geralmente relacionada aos custos de produção, facilidade de manejo e a sazonalidade da cultura selecionada. Os impactos ambientais são muitas vezes não mensurados e acabam não influenciando a decisão dos produtores sobre seus sistemas de produção (TILMAN; REICH; ISBELL, 2012). Com o objetivo de equacionar custos de produção e impactos ambientais, modelos bioeconômicos têm sido desenvolvidos para a produção agrícola, contudo, poucos são aplicados a pecuária (STEHFEST *et al.*, 2013).

A intensificação da produção de animais em confinamentos ou com alterações em sua alimentação possibilitam o abate precoce e têm sido relatadas como estratégias adotadas em vários países para redução das emissões de GEE na produção de carne bovina (MAZZETTO

et al. 2015; ROTZ *et al.* 2015; RUVIARO *et al.*, 2015; DICK; DA SILVA; DEWES, 2015; PELLETIER; PIROG; RASMUSSEN, 2010). Contudo, é necessário integrar os custos de produção e emissões em seus respectivos sistemas, em razão de que a adoção de sistemas que permitam a redução das emissões está condicionada a viabilidade econômica da atividade (THOMASSEN *et al.*, 2009; GIANEZINI *et al.*, 2014).

A adoção de métodos que permitam a integração de custos de produção com impactos ambientais, equacionados ao longo do ciclo de vida do produto, podem gerar informações para auxiliar a tomada de decisão do produtor. Logo, o objetivo desse artigo foi aplicar a metodologia de Custeio do Ciclo de Vida (CCV) a sistemas de produção de carne bovina, identificando os custos de produção por unidade funcional e comparando-os, economicamente e ambientalmente, a partir da integração de dados sobre Avaliação do Ciclo de Vida (ACV).

2. METODOLOGIA

A metodologia utilizada para comparação dos sistemas de produção da pecuária de corte foi o CCV, utilizando dados primários coletados diretamente na propriedade estudada. Contudo, para uma melhor representação, posteriormente será apresentada uma análise de rentabilidade, comparando a lucratividade de cada sistema com suas respectivas emissões de GEE.

2.2 Descrição da propriedade

Os dados utilizados são de uma propriedade rural localizada no município de Iguatemi, ao sul do Estado de Mato Grosso do Sul (Figura 10). A propriedade está localizada sob as coordenadas de latitude 23°6'17S e longitude 54°24'21°O, ao norte do município, limite com o município de Naviraí – MS. O clima é classificado como subtropical úmido, de acordo com a classificação de Köppen-Geiger, temperatura média anual de 22,1° C e pluviosidade média anual de 1380 mm. O solo é classificado como latossolo vermelho distrófico de textura média. E a propriedade abrange uma área total de 1805 hectares, dos quais aproximadamente 1350 hectares são de pastagens.

As áreas destinadas à pastagem são formadas por *Brachiaria brizantha* cv. *marandú*, compreendendo uma área de 1270 hectares e 80 hectares de *Brachiaria brizantha* cv. *xaraés*. As pastagens são utilizadas por um período de dez anos, após esse período, são gradeadas para a implantação de novas pastagens.

Nas áreas de *Brachiara brizantha cv. marandú*, é realizada a correção do solo no plantio com incorporação de duas toneladas de calcário por hectare. Já nas áreas de *Brachiaria brizantha cv. xaraés*, é feita a correção com duas toneladas de calcário e fertilização com 150 kg de composto formulado (3 % de N, 31 % de P_2O_5 , 15 % Ca, 8,5 % S) por hectare no plantio. É fertilizada anualmente com 120 kg do mesmo composto formulado e 2 toneladas de calcário a cada três anos por hectare.



Figura 10 – Localização geográfica da propriedade rural.

2.3 Descrição dos sistemas de produção

A pecuária de corte é a única atividade econômica da propriedade, com um rebanho total de 1830 animais e com atividades de cria, recria e terminação.

Os quatro sistemas de produção avaliados são modelos já utilizados pela propriedade, comparados pela alimentação dos animais (Tabela 7). Os dados dos sistemas SP I, SP II e SP III são referentes a média de 400 animais abatidos em cada sistema, durante um período de

oito anos. No sistema SP IV, referem-se a média de 240 animais abatidos, durante um período de quatro anos.

Em todos os sistemas a fase de gestação foi padronizada, sendo vacas da raça nelore primíparas, com peso médio corpóreo de 300 kg, inseminadas por inseminação artificial por tempo fixo (IATF) com sêmen da raça *Aberdeen angus*. Nessa fase, os animais permanecem em pastagens de *Brachiaria brizantha cv. marandú* com suplementação mineral por um período de 281 dias, com peso médio dos bezerros ao nascer de 40 quilos.

A fase de cria possui duração de oito meses em todos os sistemas, permanecendo em pastagens de *Brachiaria brizantha cv. marandú* e com suplementação extra de ração para os bezerros através de *creep feeding*, com peso ao desmame dos bezerros de 220 quilos. Nos sistemas SP I, SP II e SPIII, o peso vivo ao abate dos animais foi de 570 kg, superiores ao do SPIV, 510 kg. A Tabela 8 descreve cada fase de produção dos sistemas avaliados em peso vivo, ganho de peso vivo, duração e carga animal.

Tabela 7 – Alimentação dos animais nos sistemas avaliados.

Sistemas de produção	Pastagem / Suplementação			
	Gestação 281 dias	Cria 0 – 8 Meses	Recria 9 – 20 meses	Terminação > 20 meses
SP I	BM/ SM	BM/ RCF	BM/ SM	BM/ BXF/ SM
SP II			BM/ SM/ SMP	BM/ SMP/ BXF/ SM
SP III			BM/ SM/ SMP	BXF/RC
SP IV			BM/ BXF/ RC/ SM	-

Legenda: BM – *Brachiaria brizantha cv. marandú*; BXF – *Brachiária brizantha cv. xaraés* fertilizada; SM – suplemento mineral; SMP – suplemento mineral 35,5% proteína, baixo consumo; RCF – ração *creep feeding*; RC – ração comercial 14% de proteína.

Fonte: Dados da pesquisa

A fronteira desse estudo foi caracterizada como do “berço ao portão da fazenda”. A unidade funcional (UF) foi definida como sendo “1 kg de peso vivo no portão da fazenda”, visando proporcionar uma unidade de referência para a qual os dados do inventário são normalizados. Os dados de custos referem-se ao valor expresso em reais (R\$) para produção da UF. No entanto, para melhor representatividade, os resultados foram normatizados por UF e hectare.

Os custos utilizados referem-se a implantação e utilização de pastagens, ração, suplementação mineral, sêmen, inseminação, fertilizantes, combustíveis, transporte, energia elétrica, mão-de-obra e remuneração sobre o uso da terra. Para cálculo da remuneração sobre o uso da terra, foi utilizado o custo médio de arrendamento na região qual a propriedade está

localizada, de R\$ 25,00 o hectare por mês (valor médio informado por corretores de imóveis da região), distribuídos por animal de acordo com o peso médio animal e carga animal por hectare de cada fase de produção.

Os dados foram divididos entre as fases de gestação (281 dias), cria (0 a 8 meses), recria (9 a 20 meses) e terminação (>20 meses). Essa divisão em etapas durante o ciclo de produção permite a análise interna de pontos críticos.

Os custos foram classificados de acordo com os grupos de atividades, utilizando uma taxa de desconto de 6,5% ao ano para padronização dos valores, atribuída com base no custo de capital da propriedade. Após o cálculo do custo por UF de cada etapa dos sistemas de produção, foram integrados os dados da ACV, realizada com os mesmos limites e unidade funcional, comparando valores por UF e hectare.

Tabela 8 – Peso vivo, ganho de peso vivo, duração e carga animal por hectare.

Sistemas de produção	Idade (meses)						
	8	14	20	26	32	36	
Peso vivo, kg							
SP I	220	250	350	370	500	570	
SP II	220	280	370	430	570	-	
SP III	220	280	370	570	-	-	
SP IV	220	360	510	-	-	-	
Ganho de peso vivo, kg							
SP I	180	30	100	20	130	70	
SP II	180	60	90	60	140	-	
SP III	180	60	90	200	-	-	
SP IV	180	140	150	-	-	-	
Duração cada fase de produção (dias)							Total
SP I	240	180	180	180	180	120	1080
SP II	240	180	180	180	180	-	960
SP III	240	180	180	180	-	-	780
SP IV	240	180	180	-	-	-	600
Carga animal, kg/ha							Média
SP I	389	389	389	389	389	840	464
SP II	389	389	389	389	840	-	479
SP III	389	389	389	840	-	-	502
SP IV	389	389	840	-	-	-	539

A análise de investimento foi realizada por UF e hectare, utilizando diferentes ferramentas de análise, como Valor Presente Líquido (VPL), Taxa Interna de Retorno (TIR) e Indicador de Lucratividade Anualizado (ILA). Isto se faz necessário devido a variação na decomposição dos custos dos sistemas que pode sofrer distorções de acordo com a forma de análise. O indicador Valor Presente Líquido, também chamado de VPL, é utilizado para determinar o valor presente de pagamentos futuros descontados a uma taxa apropriada

(GITMAN *et al.*, 2010). O cálculo do VPL foi efetuado considerando uma taxa de desconto de 6,5 % ao ano nas receitas e despesas futuras.

Com relação ao ILA, este consiste em distribuir o valor do VPL por unidade de investimento do projeto durante toda a sua vida útil, tendo como objetivo solucionar simultaneamente as duas limitações do VPL: projetos com investimento e prazo diferentes (ROSS *et al.*, 2015). Para o cálculo do ILA foi considerado uma taxa de oportunidade de capital de 6,5 % ao ano. Já a TIR é uma taxa de desconto hipotética que, quando aplicada a um fluxo de caixa faz com que os valores das despesas e investimentos sejam levados ao valor presente de forma que o valor líquido presente seja igual à zero (GITMAN *et al.*, 2010). As equações utilizadas para cálculo do VPL, ILA e TIR são apresentadas no Anexo B.

3. RESULTADOS

As diferentes estratégias de suplementação no período seco do ano (maio a agosto) ocasionaram variação na produtividade e nos custos de produção dos sistemas avaliados. A variação nos custos foi decorrente de diferentes custos de uso da terra, mão-de-obra e energia elétrica (Tabela 9), em virtude da diferença de carga animal por hectare entre as fases e o tempo de pastejo necessário para abate.

Tabela 9 – Custos de alimentação, reprodução animal, uso da terra, mão de obra e energia elétrica referente a cada UF produzida (R\$/Kg).

Custos de produção	Sistemas de produção			
	SP I	SP II	SP III	SP IV
Alimentação	(R\$/Kg)			
Pastagem (<i>Brachiaria briz. Cv. marandú</i>)	0,25	0,21	0,16	0,24
Pastagem (<i>Brachiaria briz. Cv. xaraés</i>)	0,05	0,12	0,11	0,11
Suplemento mineral 80 g. fósforo	0,07	0,07	0,07	0,07
Suplemento mineral 65 g. fósforo	0,13	0,08	0,03	0,05
Suplemento mineral <i>creep feeding</i>	0,12	0,12	0,12	0,12
Suplemento mineral proteico	-	0,18	0,12	0,06
Ração 14% proteína	-	-	0,34	0,24
Total alimentação	0,62	0,77	0,95	0,88
Custos de reprodução animal	0,22	0,22	0,22	0,22
Uso da terra (remuneração de capital)	1,33	1,21	0,96	0,91
Mão-de-obra	0,28	0,26	0,22	0,20
Energia elétrica	0,02	0,02	0,01	0,01
Custos totais de produção (R\$/Kg)	2,46	2,47	2,36	2,23

O SP I, mesmo utilizando de um tempo superior de pastejo para atingir o peso de abate (1080 dias), resultou nos menores custos de alimentação por UF entre os sistemas. Quando comparado aos outros sistemas, o SP I obteve custos inferiores em 26 % ao SP II, 39 % ao SP III e 33% ao SP IV. O SP III obteve o maior custo de alimentação em consequência da

utilização de ração com 14 % de proteína durante o período seco na fase final de produção, sendo animais com peso médio de 470 quilos e consumo diário de três quilos de ração por animal. Os custos de reprodução animal são referentes aos custos de inseminação, sêmen, e animais para reprodução, sendo iguais para todos os sistemas uma vez que compartilham a mesma fase de gestação.

A remuneração de capital em relação ao uso da terra foi o custo mais impactante para a maioria dos sistemas, menos no SP IV. Trata-se de um custo de oportunidade, utilizando o valor médio de arrendamento comercializado por hectare na região que a propriedade está localizada. Dessa forma, o tempo superior para abate no SP I refletiu em custos superiores aos outros sistemas. Os custos significativos do uso da terra em relação ao custo de produção da UF ocorrem por causa da baixa carga animal média por hectare utilizada nas pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* (389 kg animal / ha).

Os custos de mão-de-obra e energia elétrica da propriedade foram rateados por hectare, distribuídos entre os sistemas de acordo com o peso médio animal de cada fase em relação a carga animal média por hectare. Em consequência disso, os sistemas com menor intervalo entre o nascimento do animal e o abate refletiram em menores custos sobre mão-de-obra e energia elétrica.

Os custos totais dos sistemas são apresentados por animal e hectare na Tabela 10, divididos por fase de produção. A representação dos custos por hectare foi efetuada com o objetivo de facilitar a compreensão e comparação com outras atividades agrícolas.

Tabela 10 – Custos totais de produção dos sistemas por animal e hectare (R\$)

Fases de produção	SP I		SP II		SP III		SP IV	
	Animal	Hectare	Animal	Hectare	Animal	Hectare	Animal	Hectare
Gestação (281 dias)	480,63	519,53	480,63	519,53	480,63	519,53	480,63	519,53
Cria (0 a 8 meses)	189,18	566,29	189,18	566,29	189,18	566,29	189,18	566,29
Recría (9 a 20 meses)	327,93	478,10	369,12	504,88	369,12	504,88	645,60	1049,07
Terminação (> 21 meses)	592,12	656,08	563,84	759,42	492,33	879,91	0	0
Total	1589,86	2220,00	1602,78	2350,12	1531,27	2470,61	1315,41	2134,89

O SP IV apresentou os menores custos de produção por animal e hectare entre os sistemas avaliados, com valores inferiores em, aproximadamente, 18 % ao SP II por animal e 14 % inferior ao SP III por hectare. Os menores custos de produção ao SP IV são em virtude do maior ganho de peso médio entre as fases de produção e o menor peso necessário para abate (510 kg), possibilitando o abate mais precoce do animal e menores custos envolvidos.

As fases de gestação e terminação foram as mais representativas nos custos por animal e hectare entre a maioria dos sistemas. No SP III, a fase de terminação apresentou custos

superiores por hectare, em razão da utilização de ração na terminação dos animais. Os custos superiores da fase de gestação foram consequência do maior período de duração comparado as outras fases (281 dias) e custos envolvidos com a reprodução do animal. Analisando por fase, o SP IV apresentou custos superiores em relação aos outros sistemas. Entretanto, o animal atinge o peso de abate ao fim da fase de recria, finalizando o sistema. Em relação a produção dos sistemas, a Tabela 11 apresenta os valores referentes a produtividade em quilos de peso vivo animal por hectare e animal.

A produção animal é representada pelo ganho de peso animal durante cada fase de produção. Na fase de gestação, os 120 quilos por animal são referentes a 40 quilos do peso do bezerro ao nascer e 80 quilos de ganho de peso vivo da vaca entre o início e o fim da fase. A produtividade do SP IV foi inferior por animal em relação aos outros sistemas em virtude do menor peso ao abate.

Tabela 11 – Produtividade dos sistemas de produção, por animal e hectare (em kg de peso vivo).

Fases de produção	SP I		SP II		SP III		SP IV	
	Animal	Hectare	Animal	Hectare	Animal	Hectare	Animal	Hectare
Gestação (281 dias)	120,00	129,71	120,00	129,71	120,00	129,71	120,00	129,71
Cria (0 a 8 meses)	180,00	538,80	180,00	538,80	180,00	538,80	180,00	538,80
Recria (9 a 20 meses)	130,00	179,39	150,00	201,15	150,00	201,15	290,00	477,51
Terminação (> 20 meses)	220,00	247,82	200,00	293,57	200,00	357,45	-	-
Total	650,00	1095,72	650,00	1163,23	650,00	1227,11	590,00	1146,03

A produtividade por hectare apresentou pouca variação durante o período necessário para abate de um animal em cada sistema. O sistema com maior produção por hectare foi o SP III, 1227,11 quilos de peso vivo, superando o SP I, com menor produção em aproximadamente 10 %. Isto ocorreu em razão dos sistemas utilizarem as mesmas áreas de pastejo, proporcionando a mesma carga animal, sendo a variação decorrente do peso médio animal em cada fase de produção. Desse modo, houve pouca variação na comparação na receita bruta entre os sistemas (Tabela 12).

Na receita bruta, o valor de R\$ 4,83 por UF corresponde ao preço de venda do quilo vivo em julho/2015 pago pelo frigorífico com o qual a propriedade comercializa seus animais. A receita bruta por animal corresponde a produção de quilos de peso vivo por animal multiplicado pela UF, havendo variação apenas para o SP IV, com peso inferior dos animais ao abate. A menor receita por animal ao abate fez com que o SP IV perca atratividade para o produtor rural, em razão de que os custos de produção e lucratividade dos sistemas não são

avaliados, considerando apenas a receita bruta por animal como um indicador para tomada de decisão.

Tabela 12 – Comparação da receita líquida entre os sistemas de produção por UF, animal e hectare (R\$).

	Sistemas de produção			
	SP I	SP II	SP III	SP III
Receita bruta				
UF (kg de peso vivo)	4,83	4,83	4,83	4,83
Animal	3.141,67	3.141,67	3.141,67	2.851,67
Hectare	5.295,98	5.622,28	5.931,03	5.539,15
Custos de produção				
UF (kg de peso vivo)	2,45	2,47	2,36	2,23
Animal	1.589,86	1.602,78	1.531,27	1.315,41
Hectare	2.220,00	2.350,12	2.470,61	2.134,89
Receita líquida				
UF (kg de peso vivo)	2,39	2,37	2,48	2,60
Animal	1.551,80	1.538,89	1.610,40	1.536,25
Hectare	3.075,98	3.272,16	3.460,42	3.404,25

No entanto, o período de tempo inferior do SP IV comparado aos outros sistemas, gerou menores custos de produção, permitindo que, mesmo com uma receita inferior, o SP IV obtivesse maiores valores de receita líquida por UF, animal e hectare. Comparando os sistemas, SP IV superou em aproximadamente 9 % o SP II e SP I, com menor receita líquida por UF e hectare, respectivamente.

Contudo, analisar somente a receita líquida pode gerar distorções na comparação entre os sistemas, uma vez que os investimentos para produção são efetuados durante todo o período, obtendo a receita somente ao final da produção. Assim sendo, foi efetuado o cálculo do VPL, TIR e ILA, apresentados na Tabela 13.

Tabela 13 – Comparação do valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR) e indicador de lucratividade anual dos sistemas apresentados por UF, animal e hectare.

Indicadores de investimento	Sistemas de produção			
	SP I	SP II	SP III	SP IV
Valor presente líquido (VPL)				
UF (kg peso vivo)	1,26	1,32	1,54	1,72
Animal	820,82	860,38	1.001,02	1.016,51
Hectare	2.505,80	2.755,78	3.067,87	3.193,59
Taxa interna de retorno (TIR)				
UF (kg peso vivo)	29,24%	29,17%	39,15%	47,87%
Animal	29,24%	29,17%	39,15%	47,87%
Hectare	41,02%	48,78%	64,63%	86,03%
Indicador de lucratividade anual (ILA)				
UF (kg peso vivo)	1,10%	1,25%	1,81%	2,49%
Animal	1,10%	1,25%	1,81%	2,49%
Hectare	2,39%	2,76%	3,43%	4,82%

Fonte: Dados da pesquisa.

O cálculo do VPL utiliza uma taxa hipotética de juros, sendo nesse estudo de 6,5 % ao ano, para descontar as receitas e despesas futuras em um fluxo de caixa presente, permitindo a comparação dos sistemas com desembolsos em períodos diferentes. Considerando isso, o SP IV obteve melhores resultados por UF, superiores em 36 % ao SP I, 30 % ao SP II e 12 % ao SP III. Comparando por hectare, o SP IV superou em 27 % o SP I, 16 % o SP II e 4 % o SP III.

A TIR calcula a taxa de desconto aos desembolsos e receitas futuras de forma a zerar o valor do VPL, não necessitando de uma taxa hipotética de juros. Portanto, quanto maior o valor da TIR, maior é a rentabilidade do investimento. Novamente, o SP IV apresentou melhores resultados entre os sistemas, superando em 64 % o SP II, 63 % o SP I e 22 % o SP III, quando analisado por UF. Comparando por hectare, o SP IV superou em aproximadamente 109 % o SP I, 76 % o SP II e 33 % o SP III.

O ILA consiste em uma variante do VPL, possibilitando comparar o percentual de rentabilidade anual entre os sistemas. Para o cálculo, foi atribuída uma taxa hipotética de juros de 6,5% ao ano. Comparando os resultados por UF e hectare, o SP IV superou em aproximadamente 126% e 102% o SPI; 99% e 75% o SP II; 38% e 41% o SP III respectivamente.

Visando comparar a rentabilidade dos sistemas com suas respectivas emissões de GEE, a Tabela 14 apresenta os valores referentes a conversão das emissões em CO₂ eq. dos sistemas de produção avaliados, por fase de produção. As emissões foram calculadas por uma ACV utilizando as mesmas definições do CCV utilizado nesse estudo, permitindo comparações econômicas e ambientais.

Tabela 14 – Emissões convertidas em CO₂ eq por UF dos sistemas de produção avaliados

Fases de produção	Sistemas de produção			
	SP I	SP II	SP III	SP IV
Gestação	7,82	7,82	7,82	7,82
Cria	3,17	3,17	3,17	3,17
Recria	7,54	7,80	7,80	4,51
Terminação	9,77	8,61	6,31	
Total	28,30	27,40	25,10	15,50

Fonte: Dados do autor.

As emissões de GEE nos sistemas de produção foram influenciadas diretamente pela estratégia de suplementação no período seco do ano, em virtude de maiores emissões por quilo de peso vivo para os sistemas com menor ganho de peso no período seco, necessitando de um maior tempo de pastejo para abate. Consequentemente, o período superior de pastejo

para o abate aumenta o número de fases de produção do sistema e as emissões a partir da fermentação entérica dos animais, dejetos e alimentação.

Comparando as emissões em CO₂ eq. dos sistemas, o SP IV obteve as menores emissões, 15,50 kg de CO₂ eq. por UF, inferiores em aproximadamente 45 % o SP I, 43 % o SP II e 38 % o SP III. A Figura 11 compara a contribuição de cada fase de produção em relação ao percentual total de emissões de CO₂ eq., custos de produção e receita bruta.

A Figura 11 permite identificar as fases com maior contribuição para as emissões de GEE e qual a sua representatividade em relação ao custo de produção e receita bruta. Isso permite verificar possíveis pontos concorrentes para aperfeiçoar o sistema.

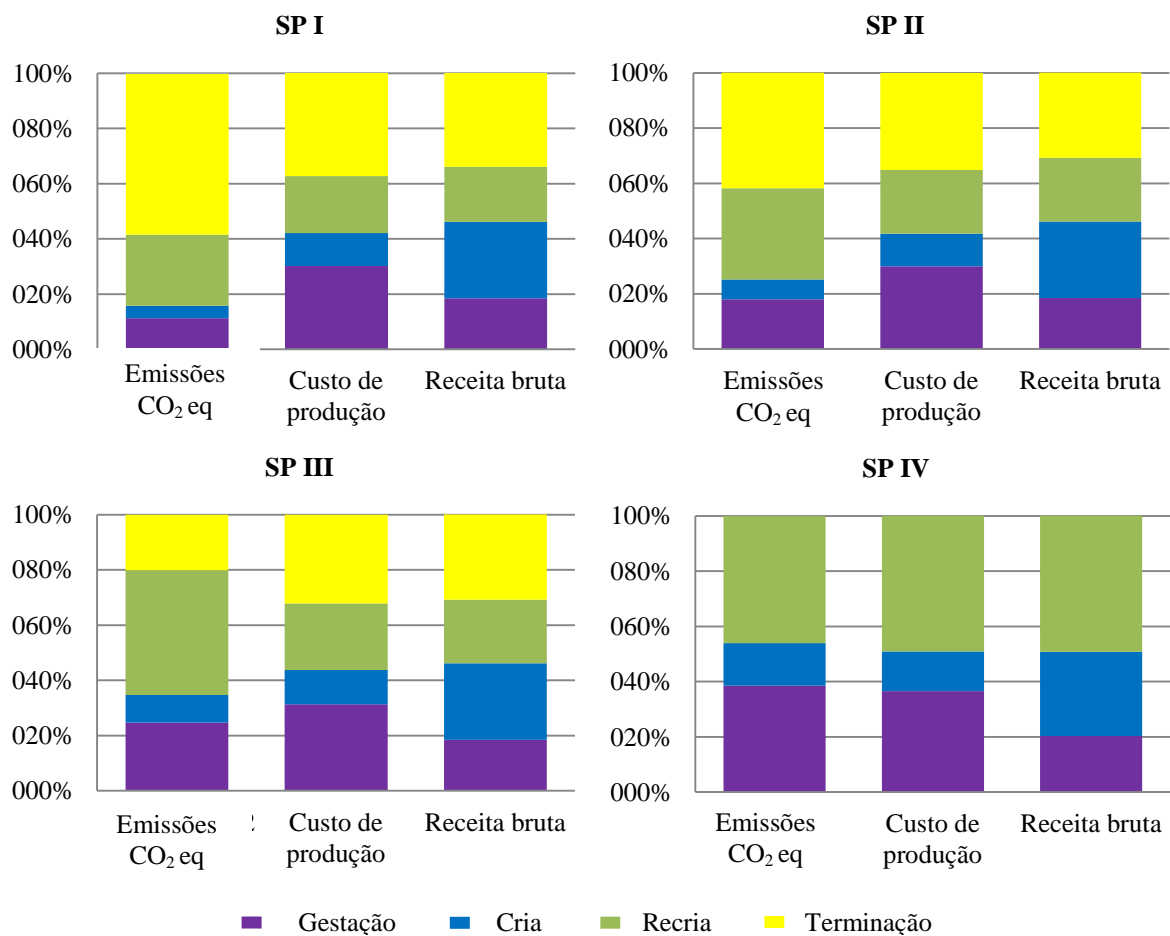


Figura 11 – Comparação do percentual de contribuição de cada fase de produção entre as emissões, custo de produção e receita bruta dos sistemas avaliados.

As fases de recria e terminação apresentaram maiores variações em relação a emissão e receita nos sistemas devidos ambos se estenderem pelo período seco e chuvoso do ano. O SP I possui a fase de terminação como principal contribuinte de suas emissões. Isto ocorreu em razão do elevado peso médio dos animais nessa fase, proporcionando maiores emissões

em relação a fermentação entérica, dejetos e pequeno ganho de peso vivo do animal durante toda a fase, afetando sua receita e rateio das emissões.

A fase de cria em todos os sistemas apresentou percentuais de receita bruta superiores as emissões. Ao contrário da fase de terminação do SP I, na fase de cria os animais possuem baixo peso médio (130 quilos) e elevado ganho de peso durante toda a fase (180 kg), gerando receita superior e reduzindo as emissões devido ao rateio pela produção.

4. DISCUSSÃO

A bovinocultura de corte consiste em uma atividade de grande representatividade para a economia e produção agrícola brasileira, com animais criados em sistemas de produção altamente diversificados nos 27 estados brasileiros (LATAWIEC *et al.*, 2014). Esta diversidade de sistemas aliada a diferentes metodologias adotadas, principalmente relacionadas a fronteira do sistema dificulta a comparação dos resultados com outros estudos.

A implementação de uma estratégia de alimentação não afeta apenas a emissão de metano (CH₄) pela fermentação entérica dos animais, mas também outras emissões de GEE ao longo da cadeia (VAN MIDDELAAR *et al.*, 2014). Desta forma, comparar a eficiência ambiental e econômica de diferentes sistemas de produção em uma abordagem de ciclo de vida permite identificar possíveis *trade-offs* e otimizar a produção.

Nos sistemas avaliados, os indicadores de rentabilidade mantiveram a mesma ordem em relação a comparação por UF ou hectare, devido a pequena variação em relação a carga animal por hectare. O SP IV apresentou-se como o sistema mais viável em todos os indicadores, com os melhores retornos em relação ao VPL, TIR e ILA e menores emissões em CO₂ eq. Nas análises por UF e hectare, como apresentado na Figura 12.

Comparando as emissões em CO₂ eq. com os resultados do ILA, nota-se uma variação oposta, na qual os sistemas com menores emissões obtiveram maiores valores de retorno no ILA e vice-versa. Isso pode ser explicado em razão do período de duração dos sistemas, sendo que os sistemas com abate mais precoce apresentaram menores custos de uso da terra, contribuindo para maior lucratividade do sistema.

Estudo semelhante foi realizado por Aby *et al.* (2013) na Noruega, utilizando um modelo bioeconômico para incorporar os custos de emissão nos custos de produção, segundo o qual os animais em sistemas de produção intensivo obtiveram maiores retornos financeiros em todas as simulações de produção. Os resultados corroboram esse estudo, pois, mesmo não havendo incremento de produtividade por hectare, os sistemas com melhor ganho de peso

diário, e conseqüentemente com menor tempo necessário para abate, obtiveram maior lucratividade.

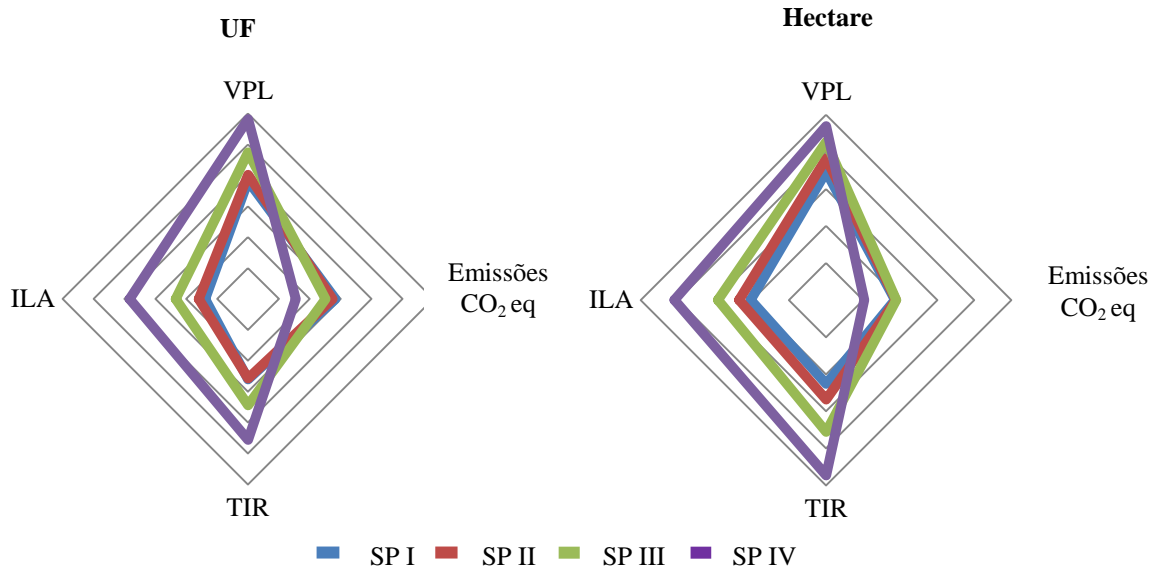


Figura 12 – Comparação dos sistemas de produção em relação as emissões em CO₂ eq., valor presente líquido (VPL), taxa interna de retorno (TIR) e indicador de lucratividade anual (ILA) por UF.

Em outro estudo, Veysset *et al.* (2014) compararam as emissões de GEE com a receita operacional de 59 fazendas na França, nas quais a menor necessidade de insumos para os sistemas extensivos resultaram em menores custos de produção e maior receita operacional. Contudo, por não utilizar custo de uso da terra para a produção e ferramentas de análise de investimentos, que permitem descontar pagamentos e receitas futuras, não possibilita a comparação com o presente estudo.

Veysset *et al.* (2014) ressaltam que poucos estudos têm sido realizados a partir de dados reais de propriedades rurais, já que a maior parte são simulados com base em dados oriundos de diferentes pesquisas e fazendas experimentais, que podem não corresponder a resultados reais de uma típica propriedade rural, como realizado por Dick, Da Silva e Dewes (2015); Mazetto *et al.* (2015); Dudley *et al.* (2014); Rotz *et al.* (2015); Mogensen *et al.* (2015); Cederberg *et al.* (2011).

Em relação as emissões de GEE, os resultados desse estudo estão de acordo com os encontrados por Mazetto *et al.* (2015), Dick, Da Silva e Dewes (2015), Ruviano *et al.* (2015), Mogensen *et al.* (2015), nos quais os sistemas extensivos, exclusivamente a pasto, obtiveram os maiores valores de emissão de CO₂ eq. por kg de peso vivo e o abate mais precoce dos

animais resultou em menores valores de emissões de CH₄ da fermentação entérica, permitindo redução significativa das emissões de GEE dos animais.

O menor peso para abate do SP IV (510 kg) e suplementação com ração durante o período seco do ano, devido a baixa qualidade nutricional das pastagens nesse período, permitiu o abate dos animais aos 20 meses de idade, com emissão 15,50 kg CO₂ eq. por kg de peso vivo (menor emissão entre os SP).

Resultados semelhantes foram encontrados por Ruviaro *et al.* (2015) no Bioma Pampa no Rio Grande do Sul, utilizando uma abordagem e fronteira semelhantes as aplicadas nesse estudo, em que as emissões variaram entre 18,30 kg de CO₂ eq. (502 dias – sistema intensivo) e 42,60 kg de CO₂ eq. (840 dias – sistema extensivo) para abater um animal com 430 kg. A divergência entre os resultados deve-se a diferença na composição alimentar e peso de abate, uma vez que nos SP I, SP II e SP III do presente estudo, os animais foram abatidos com peso de 570 kg.

Cederberg *et al.* (2011) estimaram em 28 kg de CO₂ eq. por kg de carcaça animal como a média das emissões da bovinocultura brasileira, com base em dados do Censo Agropecuário de 2006. Esse valor é condizente com os resultados apresentados anteriormente, considerando que há grande variação das emissões entre os sistemas de produção.

Paralelamente, Cederberg *et al.* (2011) estimaram os valores referentes as emissões de mudança de uso da terra (*LUC* em inglês) para conversão da floresta amazônica em pecuária. Seus resultados indicaram que a produção pecuária em áreas recém-desmatadas da Amazônia possui uma pegada de carbono significativamente superior a produção em outras regiões brasileiras, concluindo que o crescimento da produção brasileira se deve ao incremento de produtividade das pastagens brasileiras, ao invés da conversão de novas áreas para pastagem.

No entanto, a exemplo de Dudley *et al.* (2014), esses dados de mudança de uso da terra na Amazônia têm sido interpretados equivocadamente como uma média para toda produção de carne bovina brasileira; uma vez que a produção pecuária na Amazônia tem uma pequena participação na produção total, conforme reconhecido por Cederberg *et al.* (2011).

Dudley *et al.* (2014) estimaram que para cada kg de carne bovina que os Estados Unidos deixam de produzir, o Brasil emite 85 kg de CO₂ eq. a mais do que a média de emissões americana, devido a mudança de uso de solo, supondo que toda a produção brasileira venha da Amazônia. Segundo os autores, os Estados Unidos deveriam manter uma produção intensiva em confinamentos para evitar produção em áreas extensivas no Brasil.

Por outro lado, Rotz *et al.* (2015) estimaram que as emissões de GEE em sistemas de produção com terminação dos animais em confinamentos nos estados de Kansas, Oklahoma e

Texas, nos Estados Unidos, variam de 14 a 26 kg de CO₂ eq., dados semelhantes ao encontrado no SP IV e SP III deste estudo.

No Brasil, a bovinocultura de corte é realizada na maior parte em sistemas de pastejo, enquanto que nos Estados Unidos a terminação é feita principalmente em confinamentos, com alimentação concentrada. Gerber *et al.* (2015) alertam que a atividade pecuária nos Estados Unidos tem contribuído para contaminação das águas do Rio Mississippi, pela lixiviação de adubos em áreas de produção de alimentos para os confinamentos; além de concorrer com a segurança alimentar, ao utilizar áreas que poderiam ser destinadas para produção de alimentos para humanos.

A esse respeito, a produção de animais em sistemas de pastejo, em regiões inadequadas para a produção de culturas, contribui para o aumento do fornecimento de alimentos, enquanto a produção de carne bovina em áreas altamente produtivas para cultivo pode ter um efeito oposto (DE VRIES; VAN MIDDELAAR; DE BOER, 2015).

Pesquisas recentes sugerem que o Brasil possui terra suficiente em produção agrícola para atender a futura demanda sem desmatamento, pelo menos até o ano de 2040, se as políticas adequadas forem postas em prática (STRASSBURG *et al.*, 2014). Dessa forma, a intensificação agrícola contribui para aumentar a produção por área utilizada, além de reduzir potenciais invasões de áreas naturais no país (PHALAN *et al.*, 2011; MAZZETTO *et al.*, 2015).

Em relação aos quatro sistemas avaliados nesse estudo, a variação de ganho de peso diário deve-se apenas a mudança na suplementação dos animais, uma vez que em todos os sistemas foi utilizado o mesmo regime de pastagens. No entanto, há significativa variação de carga animal por hectare em diferentes tipos de pastagens. As *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* possuem uma lotação média de aproximadamente 390 kg/animal/hectare enquanto as pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. *xaraés* possuem uma lotação média de 840 kg/animal/hectare. Essa diferença de lotação deve-se a fatores como fertilização (áreas de *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* não são fertilizadas), produção de matéria seca, taxa de rebrote, entre outros.

A fertilização das pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. *marandú* ou a substituição por pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. *xaraés* fertilizada possibilitaria um ganho significativo de produtividade por hectare, por meio do aumento da carga animal, possibilitando menores custos de uso da terra e maior lucratividade. Além disso, pastagens bem manejadas possuem mais matéria orgânica que pastagens degradadas, o que contribui para a agregação de carbono no solo e proteção física (FONTE *et al.*, 2013).

Conforme relatado na metodologia, o sequestro de carbono das pastagens não foi incluído devido a incerteza de confiabilidade nas estimativas em nível regional ou nacional. Apesar da significativa área de pastagens no Brasil, ainda não há uma clara compreensão das mudanças resultantes no estoque de C orgânico (BUSTAMANTE, 2012). No entanto, se o sequestro de carbono fosse incluído nesse estudo, os valores referentes as emissões poderiam ser mais positivos, assim como os impactos de diferentes estratégias de suplementação.

5. CONCLUSÕES

Aumentar a produção animal reduzindo suas emissões consiste em um grande desafio técnico, científico e social, devido aos constantes aspectos concorrentes: econômico e ambiental.

O SP IV, com menor peso ao abate e suplementação mais intensiva no período seco do ano obteve os melhores resultados em relação aos indicadores de investimento e as menores emissões, 15,5 kg de CO₂ eq. por quilo de peso vivo produzido. A suplementação com ração no período seco possibilitou maior ganho de peso animal nessa fase, reduzindo as emissões e os custos de produção. A redução do peso do abate de 570 kg para 510 kg possibilitou abater os animais com um período mais curto de pastejo, consequentemente reduzindo as emissões a partir da fermentação entérica.

Contudo, investimentos em melhoria das pastagens com fertilização ou substituição por pastagens mais produtivas possibilitariam uma maior carga animal por hectare e melhor ganho de peso médio diário, refletindo em menores emissões e maior lucratividade entre os sistemas avaliados. Dessa forma, investimentos em pastagens com maior produtividade e suplementação estratégica, permitindo maior ganho de peso diário no período seco consistem em estratégias que podem fornecer melhorias significativas para questões econômicas e ambientais para a pecuária brasileira.

6. REFERÊNCIAS

ABY, B. A. *et al.* Effect of incorporating greenhouse gas emission costs into economic values of traits for intensive and extensive beef cattle breeds. **Livestock Science**, v. 158, n. 1, p. 1-11, 2013.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior–MDIC. **Sistema de Análise das Informações de Comércio Exterior via Internet–Alice Web**. 2015. Disponível em: <<http://aliceweb.mdic.gov.br/>>. Acesso em: 10 de set. 2015.

ANUALPEC - Anuário da Pecuária Brasileira . **Estatísticas** – 2015. Disponível em: <<http://goo.gl/03TEzF>>. Acesso em 10 de set. 2015.

BUSTAMANTE, Mercedes M. C. *et al.* Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic change**, v. 115, n. 3-4, p. 559-577, 2012.

CEDERBERG, Christel *et al.* Including carbon emissions from deforestation in the carbon footprint of Brazilian beef. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 5, p. 1773-1779, 2011.

DE VRIES, M.; VAN MIDDELAAR, C. E.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts of beef production systems: A review of life cycle assessments. **Livestock Science**, v. 178, p. 279-288, 2015.

DICK, Milene; DA SILVA, Marcelo Abreu; DEWES, Homero. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 426-434, 2015.

DUDLEY, Quentin M. *et al.* Uncertainties in life cycle greenhouse gas emissions from US beef cattle. **Journal of Cleaner Production**, v. 75, p. 31-39, 2014.

FOLEY, Jonathan A. *et al.* Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337-342, 10/20/print, 2011.

FONTE, Steven J. *et al.* Pasture degradation impacts soil phosphorus storage via changes to aggregate-associated soil organic matter in highly weathered tropical soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 150-157, 2014.

GERBER, Pierre J. *et al.* Environmental impacts of beef production: Review of challenges and perspectives for durability. **Meat Science**, 2015.

GIANEZINI, M. ; BARCELLOS, J. O. J. ; RUVIARO, C. F. ; OLIVEIRA, T. E. ; DEWES, H. Sustainability and Market Orientation in the Brazilian Beef Chain. **Journal of Agricultural Science and Technology** (USA. Print), v. 4, p. 249-260, 2014.

GITMAN, Lawrence J.; JUCHAU, Roger; FLANAGAN, Jack. **Principles of managerial finance**. Pearson Higher Education AU, 2010.

LATAWIEC, A. E. *et al.* Intensification of cattle ranching production systems: socioeconomic and environmental synergies and risks in Brazil. **Animal**, v. 8, n. 08, p. 1255-1263, 2014.

LOBATO, J. F. P. *et al.* Brazilian beef produced on pastures: Sustainable and healthy. **Meat science**, v. 98, n. 3, p. 336-345, 2014.

MAZZETTO, André M. *et al.* Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science**, v. 175, p. 101-112, 2015.

MOGENSEN, Lisbeth *et al.* Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. **Livestock Science**, v. 174, p. 126-143, 2015.

MOHAMAD, Ramez S. *et al.* Optimization of organic and conventional olive agricultural practices from a Life Cycle Assessment and Life Cycle Costing perspectives. **Journal of Cleaner Production**, v. 70, n. 0, p. 78-89, 2014.

PELLETIER, N.; PIROG, R.; RASMUSSEN, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. **Agricultural Systems**, v. 103, n. 6, p. 380-389, 7// 2010.

- PHALAN, Ben *et al.* Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. **Food Policy**, v. 36, p. S62-S71, 2011.
- ROSS, Stephen A. *et al.* **Administração financeira**. McGraw Hill Brasil, 2015.
- ROTZ, C. A. *et al.* Cradle-to-farm gate environmental footprints of beef cattle production in Kansas, Oklahoma, and Texas. **Journal of Animal Science**, v. 93, n. 5, p. 2509-2519, 2015.
- RUVIARO, Clandio F. *et al.* Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 435-443, 2015.
- STEHFEST, Elke *et al.* Options to reduce the environmental effects of livestock production – Comparison of two economic models. **Agricultural Systems**, v. 114, n. 0, p. 38-53, 2013.
- STEINFELD, Henning *et al.* **Livestock's long shadow: environmental issues and options**. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2006.
- STRASSBURG, Bernardo B. N. *et al.* When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, 2014.
- THOMASSEN, M. A. *et al.* Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. **Ecological Economics**, v. 68, n. 8–9, p. 2278-2284, 2009.
- TILMAN, David; REICH, Peter B.; ISBELL, Forest. Biodiversity impacts ecosystem productivity as much as resources, disturbance, or herbivory. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 109, n. 26, p. 10394-10397, 2012.
- VAN MIDDELAAR, C. E. *et al.* Cost-effectiveness of feeding strategies to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming. **Journal of dairy science**, v. 97, n. 4, p. 2427-2439, 2014.
- VEYSSET, P. *et al.* Variability in greenhouse gas emissions, fossil energy consumption and farm economics in suckler beef production in 59 French farms. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 188, p. 180-191, 2014.

CAPÍTULO IV

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mercados consumidores estão cada vez mais conscientes dos impactos ambientais relacionados com a produção de alimentos, principalmente na fase agrícola da produção. Desta forma, analisar o ciclo de vida do produto consiste em uma abordagem importante para produtos agroalimentares, uma vez que as fases de produção agrícola permitem identificar possíveis situações ganha-ganha em relação a critérios ambientais e econômicos.

A aplicação conjunta de abordagens como Avaliação do Ciclo de Vida (ACV), Custeio do Ciclo de Vida (CCV) e ferramentas de análise de investimentos, como Valor Presente líquido (VPL), Taxa interna de retorno (TIR) e Indicador de Lucratividade Anualizado (ILA) demonstraram grande capacidade de identificar possíveis *trade-offs* entre critérios ambientais e econômicos na cadeia de produção de produtos agrícolas.

No entanto, avanços são necessários na integração das análises de desempenho ambiental e econômico, permitindo a integração de variáveis durante o processo de produção. A utilização de modelos estruturados a partir de análise multicritérios e/ou análise multiobjetivo podem permitir compreender a relação entre as variáveis desde o processo de extração de matérias primas, possibilitando otimizar as variáveis de acordo com os critérios ambientais e econômicos selecionados.

Em relação à pecuária de corte, a comparação entre os resultados necessita ser realizada cautelosamente, devido a diferentes métodos de coleta de dados e simulação da produção, aplicados em diferentes estudos pelo mundo. A forma de coleta de dados, como a identificação das externalidades geradas durante o ciclo de vida do animal, ou utilização de dados anualizados, comparando o desempenho de um determinado rebanho com a sua produção podem impactar diretamente nos resultados. Desta forma, é necessária a padronização de um modelo para conduzir pesquisas em ciclo de vida na pecuária de corte, a fim de reduzir as incertezas.

Para estimar as emissões da pecuária, são necessários fatores de emissão para calcular as externalidades geradas durante a produção. Contudo, muitos destes fatores são genéricos para o Brasil ou América do Sul. Devido a sua extensão geográfica, o Brasil apresenta diferentes zonas climáticas, proporcionando diferentes sistemas de produção para pecuária de corte. Esta variabilidade de sistemas de produção ocorre em virtude da necessidade de adaptação as condições climáticas regionais, como por exemplo, os longos períodos de estiagem na Região Centro-Oeste. Desta forma, fatores de emissões deveriam ser específicos para cada região brasileira.

Alguns estudos recentes relacionados a dinâmica do carbono orgânico total (COT) no solo apontam o potencial sequestro de carbono de pastagens manejadas corretamente. Considerando que aproximadamente 90 % dos sistemas de produção da pecuária de corte brasileira são conduzidos em sistemas de pastejo, alterações de carbono no solo poderão influenciar positivamente ou negativamente os resultados das avaliações. Compreender a dinâmica do COT nas pastagens brasileiras consiste em um grande desafio, uma vez que podem resultar em mitigação das emissões de GEE dos sistemas de produção da pecuária de corte brasileiros.

Estudos futuros devem ser realizados comparando o desempenho ambiental econômico de diferentes regiões brasileiras, incluindo o potencial de sequestro de carbono das pastagens e utilizando modelos de auxílio à tomada de decisão que permitam a integração e otimização entre as variáveis ambientais e econômicas. Isto permitirá a clara compreensão das externalidades geradas pela cadeia de produção da pecuária de corte brasileira e implantação de medidas de mitigação das emissões.

ANEXO

Anexo A: Equações utilizadas para cálculo das emissões e fonte de referência.

Fonte	Equação	Referências
Emissão animal		
Equação 10.21/ Fator de emissão de CH ₄ para fermentação entérica	$EF = [GE \times (Ym/100) \times 365/55.65]$	Dong <i>et al.</i> (2006)
Equação 10.23/ Fator de emissão para a gestão de resíduos (esterco)	$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \times 365) \times [B_{o(T)} \times 0.67 \text{ kg/m}^3 \times \sum_{S,k} MCF_{S,k}/100 \times MS_{(T,S,k)}]$	Dong <i>et al.</i> (2006)
Equação 10.24/ Taxa de excreção de sólidos voláteis	$VS = [GE \times (1 - DE\%/100) + (UE \cdot GE)] \times [(1 \times ASH/18.45)]$	Dong <i>et al.</i> (2006)
Equação 10.25/ Emissões diretas de N ₂ O a partir da gestão de resíduos (esterco)	$N_2O_{D(mm)} = [\sum S [\sum T (N_{(T)} \times Nex_{(T)}) \times MS_{(T,S)}] \times EF_{3(S)}] \times 44/28$	Dong <i>et al.</i> (2006)
Emissão do solo e pastagem		
Equação 11.2/ Emissões diretas de N ₂ O a partir da gestão dos solos	$N_2O_{Direta - N} = \sum i (F_{SN} + F_{ON})i \times EF_{i1} + (F_{CR} + F_{SOM}) \times EF_1 + N_2O - N_{OS} + N_2O - N_{PRP}$	Eggelston <i>et al.</i> (2006)
Equação 11.5/ N na urina e fezes, realizadas por animais a pasto	$FPRP = \sum T [(N_{(T)} \times Nex_{(T)}) \times MS_{(T,PRP)}]$	Eggelston <i>et al.</i> (2006)

Emissão animal: EF = fator de emissão; GE = ingestão de energia bruta; Ym = fator de conversão de metano; Fator 55,65 de energia contendo metano; EF_(T) = fator anual de emissões de CH₄; VS_(T) = volatilidade diária de sólido excretado; 365 = base para o cálculo da produção anual de VS; Bo_(T) = capacidade máxima de produção de metano do estrume; 0,67 = fator de conversão; MCF_(s, k) = fatores de conversão de metano; MS_(T, s, k) = fração de categoria de animais; VS = excreção de sólidos voláteis; DE % = digestibilidade dos alimentos; (UE · GE) = energia urinária; ASH = teor de cinzas de estrume; 18,45 = fator para conversão alimentar GE; N₂OD (mm) = emissões diretas de N₂O da gestão de estrume; N_(T) = número de cabeças de gado; Nex_(T) = excreção média anual N; MS_(T, S) = fração de excreção de nitrogênio total anual; EF_{3(S)} = fator de emissão para as emissões diretas de N₂O; S = sistema de manejo de dejetos; T = espécie / categoria de animais; 44/28 = conversão de (N₂O-N) (mm) emissões para N₂O (mm) de emissões.

Emissão a partir do solo e pastagem: EF_{i1} = fatores de emissão; FPRP = montante anual de urina e excremento N depositado em pastagem; N_(T) = número de cabeças de gado; Nex_(T) = excreção de N média anual per capita; MS_(T, PRP) = fração do total excreção de N anual para cada espécie de gado / categoria.

Fonte: Elaborado pelo autor a partir de Dong *et al.* (2006) e Eggelston *et al.* (2006).

Anexo B: Fórmulas de cálculos para valor presente líquido (VPL), indicador de lucratividade anualizado (ILA) e taxa interna de retorno (TIR).

$$VPL_{t_0} = \left(VB_{t_0} + \sum \frac{VFB_{t_n}}{(1+i)^n} \right) - \left(VC_{t_0} + \sum \frac{VFC_{t_n}}{(1+i)^n} \right) \quad (1)$$

Em que:

VPL_{t_0} = valor presente líquido no tempo inicial;

VB_{t_0} = neste caso não haverá benefício, sendo que a receita da produção é somente ao final da fase de produção;

VFB_m = valor futuro dos benefícios;

n = períodos até o recebimento de receitas de comercialização;

VC_{t_0} = valor dos custos de produção o início de cada cenário;

VFC_m = valor futuros dos custos de produção;

i = taxa de desconto representando custo de oportunidade;

$$ILA = \left[\frac{\sum_{t=1}^n \frac{R_t - D_t}{(1+i)^t}}{\sum_{t=1}^n \frac{D_t}{(1+i)^t}} \right] \cdot \left[\frac{i(1+i)^n}{i(1+i)^n - 1} \right] \quad (2)$$

Em que:

ILA = índice de lucratividade anualizado;

n = número de períodos representado pelos dias de duração (vida útil do projeto).

R_t = entradas de caixa (receitas) esperadas durante o período t ;

D_t = saídas de caixa (despesas) esperadas durante o período t ;

i = taxa de juros ou taxa de desconto;

$$TIR = \sum_{j=0}^n \frac{FC}{(1+i)^j} = 0 \quad (3)$$

Em que:

TIR : taxa interna de retorno;

FC : fluxo de caixa líquido no momento i ;

n : duração do projeto;