

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
CENTRO DE ESTUDOS E PESQUISAS EM AGRONEGÓCIOS – CEPAN  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONEGÓCIOS**

**MILENE DICK**

**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE BOVINOS DE  
CORTE DO SUL DO BRASIL**

**DISSERTAÇÃO**

Porto Alegre / RS

2013



**Universidade Federal do Rio Grande do Sul  
Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios – CEPAN  
Programa de Pós-graduação em Agronegócios**

**Milene Dick**

**Avaliação dos impactos ambientais da produção de bovinos de corte do sul do Brasil**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronegócios do Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Agronegócios.

**Orientador:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-orientador:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da  
Silva

Porto Alegre / RS

2013



**AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE  
BOVINOS DE CORTE DO SUL DO BRASIL**

**Milene Dick**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronegócios do Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Agronegócios.

**APROVADO EM:** \_\_\_ / \_\_\_ / \_\_\_\_\_

**CONCEITO:** \_\_\_\_\_

**BANCA EXAMINADORA:**

---

**Coordenador PPG-Agronegócios**

Júlio Otávio Barcelos

---

Prof. Dr. Luiz Carlos Federizzi – UFRGS

---

**Orientador**

Prof. Dr. Homero Dewes – UFRGS

---

Prof. Dr. Jean Philippe Palma Revillion –

UFRGS

---

**Co-orientador**

Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva –  
UFRGS

---

Prof. Dr. Manoel de Souza Maia – UFPel



À minha mãe – minha alma gêmea

Que se mudou pra outra morada...

Por ora nos separamos...

*Gracias* por me tornar quem eu sou...

Por me fazer querer sempre mais e

Por me ensinar o gosto pelo eterno aprender.

Esta conquista é tua...

Saudades!!! Hoje e sempre!!!





## **Agradecimentos**

A Deus, por me permitir chegar até aqui.

À Mosa, fiel companheira de todas as horas, sempre disposta a uma demonstração de carinho mesmo nos momentos mais exaustivos e conturbados.

Aos meus outros anjos de luz de quatro patas (Pitty, Dê, Lilly, Toco, Fofa, Miúda, Mona e Fani e Bolly, Billy e Lady e Caramelo), por me mostrarem todos os dias o que um amor incondicional é capaz de fazer.

À minha mãe, que Deus quis levar tão cedo pra perto dele e assim juntos, assistirem a essa conquista tão almejada.

Ao meu pai, pelas milhões de vezes que me chamou, fazendo com que me distraísse da escrita viabilizando ideias novas e enriquecedoras.

A minha família – Mê, Dani, Tê e Guido, Ju e Cia. Obrigada pela tolerância e compreensão nos momentos de ausência e correria. A certeza de ter vocês ao meu lado tornou tudo muito mais fácil.

Ao Prof. Marcelo Abreu pela viabilização de um sonho. Sua determinação, força de vontade e otimismo são contagiantes.

Ao Prof. Homero pela confiança depositada em mim e nas minhas ideias.

À Prof. Zuleika, grande inspiradora do projeto que deu origem a este trabalho.

Aos professores do Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios – CEPAN, pelo aprendizado ao longo destes dois anos.

À Débora, Rhuany e Fábio pelo apoio logístico ao longo deste percurso.

Aos colegas do CEPAN (Reney, Rose, Carol, Sarita, Dieisson, Michelle e Nanda, Cassi, e todos outros), por me mostrarem a possibilidade do “crescer em conjunto” e que quando as pessoas são boas e querem o bem, umas potencializam as qualidades das outras.

Aos meus muitos amigos, em especial a Michelle, a Adriana e a Rachel por me trazerem um pouco da realidade no meio de tanto Agronegócio.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela concessão da bolsa de mestrado.



“De tudo ficaram três coisas...

- A certeza de que estamos começando;
- A certeza de que é preciso continuar;
- A certeza de que podemos ser interrompidos antes de terminar...

Então...

Façamos da interrupção um novo caminho;

Da queda um novo passo;

Do medo uma escada;

Do sonho uma ponte e;

Da procura um encontro!”

Fernando Sabino



# AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS DA PRODUÇÃO DE BOVINOS DE CORTE DO SUL DO BRASIL<sup>1</sup>

**Autora:** Milene Dick<sup>2</sup>

**Orientador:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-orientador:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

## RESUMO

O crescimento da consciência ecológica ocasionado por problemas ambientais evidenciados nas últimas décadas tem direcionado esforços no sentido de repensar práticas e posturas a fim de minimizar os impactos das atividades humanas no planeta. Termos como sustentabilidade, têm sido recorrentes nas definições de rumos e possibilidades que orientam a adoção de práticas produtivas em diferentes níveis da sociedade. A importância de setor primário potencializa as cobranças quanto aos impactos ambientais das suas diferentes produções, particularmente no que tange à criação de ruminantes na realidade atual das mudanças climáticas. Neste contexto, o presente trabalho buscou colaborar de diferentes formas para um maior conhecimento dos impactos dos sistemas pastoris de produção bovina característicos do Sul do Brasil sobre o meio ambiente. (1) Inicialmente foram descritas as principais ferramentas utilizadas em estudos de sustentabilidade, com vistas à determinação de sua aplicabilidade na avaliação dos ditos sistemas pecuários. São apontados conceitos e peculiaridades a serem considerados e propostas sugestões no que se refere ao uso das mesmas em avaliações de sistemas de criação em pastagens. (2) No primeiro estudo foram avaliados os impactos ambientais de dois sistemas de produção bovina típicos da Região Sul do Brasil (sistema extensivo ou cenário base e sistema melhorado), através da Avaliação do Ciclo de Vida. Mais precisamente, buscou-se: caracterizar seus impactos em termos de: aquecimento global, uso da terra, depleção das águas, de minerais e de combustíveis fósseis, acidificação terrestre e eutrofização das águas. Valores de emissões de gases de efeito estufa (GEE) e de uso da terra, de 22,5 kg de CO<sub>2</sub> eq. e 234,78 m<sup>2</sup>a por kg de ganho de peso vivo, caracterizam o cenário-base. (3) No segundo estudo foram avaliados os impactos da aplicação de diferentes práticas melhoradoras no cenário-base sobre o balanço de GEE e demais aspectos ambientais relacionados à problemática do aquecimento global. Essas alterações incluíram no curto prazo: a introdução de gramíneas hibernais e estivais; introdução de leguminosas em substituição ao uso de fertilizantes nitrogenados; incrementos da taxa de desmame; intensificação do uso das pastagens e; aumento da taxa de descarte anual. Também foram considerados os efeitos do pastejo sobre os estoques de carbono do solo e a estabilização dos mesmos, numa perspectiva de médio e longo prazo. A diversidade dos resultados obtidos fornece subsídios para um maior entendimento das singularidades regionais, necessário para a proposição de alternativas de mitigação. Os diferentes cenários propostos demonstram diferentes possibilidades de mitigação dos efeitos destes sistemas produtivos sobre o ambiente, observando-se reduções de mais de 20 vezes das emissões de GEE e valores sete vezes menores de uso da terra. Os resultados obtidos são discutidos em função: de características climáticas e culturais da região que facilitam a obtenção de performances ambientais favoráveis e; da importância da dinâmica do carbono na biomassa aérea e radicular das plantas como elemento definidor da contribuição de sistemas pastoris de produção para a problemática do clima, bem como, para a questão ambiental em seu sentido amplo.

**Palavras-chaves:** Categorias de impacto. Fermentação entérica. Ferramentas de sustentabilidade. Mudanças climáticas. Pastejo rotativo. Pecuária sustentável.

---

<sup>1</sup> Dissertação de Mestrado em Agronegócios. Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios (CEPAN). Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre / RS. Brasil. (168p.) Março, 2013.

<sup>2</sup> E-mail para contato: [milenedick@yahoo.com.br](mailto:milenedick@yahoo.com.br)



## ENVIRONMENTAL IMPACTS ASSESSMENT OF CATTLE PRODUCTION IN SOUTHERN BRAZIL<sup>3</sup>

**Author:** Milene Dick<sup>4</sup>

**Adviser:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-adviser:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### ABSTRACT

The growth of ecological consciousness caused by environmental problems highlighted in recent decades has directed efforts to rethink attitudes and practices to minimize the impacts of human activities on the planet. Terms such as sustainability have been recurrent in definitions of directions and possibilities that drive the adoption of production practices at different levels of society. The importance of the primary sector potentiates the charges regarding the environmental impacts of its various productions, particularly in relation to ruminant breeding in the current reality of climate changes. In this context, the present study sought to collaborate in different ways to a better understanding of the impacts on the environment of grazing systems for cattle production, characteristic of southern Brazil. (1) Initially, the main tools used in sustainability studies were described, with a view to determining their applicability in evaluating livestock grazing systems. Concepts and peculiarities are pointed, and suggestions regarding the use of these tools in evaluation of breeding pasture systems are proposed. (2) In the first study, the environmental impacts of two cattle production systems typical of Southern Brazil were assessment. (extensified system or baseline scenario and improved system), through the Life Cycle Assessment. More precisely, it was sought to characterize their impacts in terms of: global warming, land use, depletion of waters, minerals and fossil fuels, terrestrial acidification and eutrophication. The values of greenhouse gases (GHG) emissions and land use, of 22.5 kg CO<sub>2</sub> eq. and 234.78 m<sup>2</sup>a per live weight kg, characterize the baseline scenario. (3) In the second study, the impacts of the application of different improved practices in baseline scenario on the GHG balance and other environmental aspects related to the issue of global warming were assessment. In the short-term, these changes included: the introduction of winter and summer grasses, the introduction of leguminous to replace the use of nitrogen fertilizers; the increasing of weaning rates, the intensification of pasture uses and, the increasing of the annual disposal rate. Furthermore, the effects of grazing on soil carbon stocks were also considered, in a medium and long term. The diversity of the obtained results provides subsidies to a greater understanding about regional singularities, which is necessary for proposing alternatives to mitigate their effects. The different baseline scenarios present different possibilities of mitigation the effects of these production systems on the environment, observing reductions of more than 20 times the GHG emissions and seven times lower values of land use. The results are discussed with reference to: climatic and cultural characteristics of the region that facilitate the achievement of favorable environmental performances and, the importance of the dynamics of carbon in root and aerial biomass of plants as a defining element of the contribution of pastoral production systems for climate issues, as well as for environmental issues in a broader sense.

**Key-words:** Climate change. Enteric fermentation. Environmental assessment tools. Impact categories. Indicator sustainability. Rotational grazing. Sustainable livestock

---

<sup>3</sup> Master of Science Dissertation in Agribusiness. Center for Studies and Research in Agribusiness. Federal University of Rio Grande do Sul (UFRGS). Porto Alegre / RS. Brazil. (168p.) March, 2013.

<sup>4</sup> Contact: [milenedick@yahoo.com.br](mailto:milenedick@yahoo.com.br)





## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO 3

Tabela 1 – Número de animais por categoria e ganho total de peso vivo dos sistemas SE e SM .....	85
Tabela 2 – Emissões de CH <sub>4</sub> por categoria animal nos sistemas extensivo (SE) e melhorado (SM).....	87
Tabela 3 – Emissões de GEE oriundas dos animais nos sistemas extensivo (SE) e melhorado (SM).....	89

### CAPÍTULO 4

Tabela 1 – Distribuição das emissões de metano e dos animais por categorias em porcentagem .....	122
---	-----



## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

### CAPÍTULO 2

Figura 1 – Classificação das ações em desenvolvimento sustentável .....	47
Figura 2 – Proposta de <i>backcasting</i> .....	48
Figura 3 – Níveis de um sistema sustentável.....	49
Figura 4 – “ <i>Dashboard of Sustainability</i> ” .....	52
Figura 5 – Fases da ACV.....	57
Figura 6 – Análise de inventário .....	58
Figura 7 – Elementos da Análise de Impacto do Ciclo de Vida.....	59

### CAPÍTULO 3

Figura 1 – Limites dos sistemas extensivo e melhorado .....	83
Figura 2 – Categorias de impacto avaliadas: valores normalizados.....	86
Figura 3 – Categorias de impacto avaliadas nos sistemas extensivo (SE) e melhorado (SM) .	90

### CAPÍTULO 4

Figura 1 – Emissão de GEE dos diferentes cenários em % em relação ao cenário-base .....	123
---	-----



## LISTA DE ABREVIACOES

ACV	Análise de Ciclo de Vida
AICV	Análise de impacto de ciclo de vida
C	Carbono
Cab	Cabeças
CB	Cenário-base
CH4	Gás metano
CNA	Confederao da Agricultura e Pecuária do Brasil
CO2	Dióxido de carbono
CO <sub>2</sub> eq.	Dióxido de carbono equivalente
CP	Proteína bruta
DS	Desenvolvimento sustentável
EU	União Europeia
EUA	Estados Unidos da América
FU	Unidade funcional
GE	Energia bruta
GEE	Gases de efeito estufa
GPV	Ganho de peso vivo
Ha	Hectares
HSCW	Peso de carcaça quente
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
ICV	Inventário de ciclo de vida
IETA	<i>International Emissions Trading Association</i>
IPCC	<i>Intergovernmental Panel on Climate Change</i>
K	Potássio
K <sub>2</sub> O	xido de potássio
Kg	Quilograma
m <sup>2</sup> a	Metros quadrados anos
MDL	Mecanismo de desenvolvimento limpo
mm	Milímetros
MS	Matéria seca
N	Nitrogênio

N2O	Óxido nitroso
NE	Energia líquida
NEa	Energia de atividade
NEg	Energia de crescimento
NEgest	Energia de gestação
NElac	Energia de lactação
NEm	Energia de manutenção
NEwork	Energia de trabalho
<i>Oil</i> eq.	óleo equivalente
P	Fósforo
P eq.	Fósforo equivalente
P2O5	Pentóxido de fósforo
PNMC	Plano Nacional de Mudança do Clima
PV	Peso vivo
REPA	<i>Resource and Environmental Profile Analysis</i>
Rio92	Convenção das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima de 1992
SE	Sistema extensivo
SETAC	<i>Society of Environmental Toxicology and Chemistry</i>
SIMAPRO	Software de ACV
SM	Sistema melhorado
SO2 eq.	Dióxido de enxofre
TBL	<i>Triple bottom line</i>
TD	Taxa média de descarte anual
TMDA	Taxa média de descarte anual
Ton	Toneladas
UGM	Unidade gado maior
Ym	Proporção de metano na energia bruta ingerida

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1</b> .....	27
<b>1 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	29
<b>1.1 JUSTIFICATIVA</b> .....	31
<b>1.2 DELIMITAÇÃO DO TEMA</b> .....	31
<b>1.3 PROBLEMAS DE PESQUISA</b> .....	31
<b>1.4 HIPÓTESES</b> .....	32
<b>1.5 OBJETIVOS DA PESQUISA</b> .....	32
<b>Objetivos específicos</b> .....	32
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	33
<b>Ferramentas de avaliação da sustentabilidade para análise e melhoria dos sistemas de produção pecuários brasileiros</b> .....	35
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	39
<b>2 A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL</b> .....	41
<b>2.1 O BRASIL E OS PROBLEMAS AMBIENTAIS</b> .....	42
<b>3 PRODUÇÃO BOVINA BRASILEIRA</b> .....	43
<b>3.1 PRODUÇÃO BOVINA SUL-BRASILEIRA</b> .....	44
<b>4 PRODUÇÃO ANIMAL E O MEIO AMBIENTE</b> .....	44
<b>5 A PECUÁRIA SUSTENTÁVEL</b> .....	46
<b>5.1 AS TRÊS DIMENSÕES DO DS</b> .....	46
<b>5.2 FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE NA PECUÁRIA</b> .....	48
<b>5.2.1 Fator X</b> .....	49
<b>5.2.2 Pegada Ecológica</b> .....	50
<b>5.2.3 Fluxo Total de Materiais</b> .....	51
<b>5.2.4 Painel de sustentabilidade</b> .....	51
<b>5.2.5 Barômetro de sustentabilidade</b> .....	53
<b>5.2.6 Análise do Ciclo de Vida</b> .....	53
<b>5.2.6.1 Histórico</b> .....	56
<b>5.2.6.2 Fases</b> .....	57
<b>6 SELEÇÃO DE FERRAMENTAS PARA AVALIAÇÕES DE SISTEMAS PASTORIS</b> .....	60

<b>7</b>	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	63
	<b>Referências</b> .....	64
	<b>CAPÍTULO 3</b> .....	71
	<b>Performance ambiental da produção de bovinos de corte em dois sistemas pastoris típicos do sul do Brasil</b> .....	73
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	77
<b>2</b>	<b>METODOLOGIA</b> .....	78
<b>2.1</b>	<b>DESCRIÇÃO DOS SISTEMAS</b> .....	78
<b>2.1.1</b>	<b>Sistema extensivo</b> .....	79
<b>2.1.2</b>	<b>Sistema melhorado</b> .....	80
<b>2.2</b>	<b>CÁLCULO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA</b> .....	81
<b>2.2.1</b>	<b>Emissões de CH<sub>4</sub> devidas à fermentação entérica e ao manejo de dejetos</b> .....	81
<b>2.2.2</b>	<b>Emissões de N<sub>2</sub>O</b> .....	82
<b>2.2.3</b>	<b>Emissões de CO<sub>2</sub></b> .....	82
<b>2.3</b>	<b>ANÁLISE DE CICLO DE VIDA</b> .....	82
<b>2.3.1</b>	<b>Objetivos e escopo</b> .....	82
<b>2.3.2</b>	<b>Unidade funcional</b> .....	84
<b>2.3.3</b>	<b>Inventário do ciclo de vida (ICV)</b> .....	84
<b>2.3.4</b>	<b>Análise de impacto do ciclo de vida (AICV)</b> .....	86
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	87
<b>3.1</b>	<b>EMISSÕES DE CH<sub>4</sub></b> .....	87
<b>3.2</b>	<b>EMISSÕES DE N<sub>2</sub>O</b> .....	89
<b>3.3</b>	<b>CATEGORIAS DE IMPACTO</b> .....	89
<b>3.3.1</b>	<b>Mudanças climáticas</b> .....	90
<b>3.3.2</b>	<b>Ocupação de terras agrícolas</b> .....	91
<b>3.3.3</b>	<b>Depleção das águas</b> .....	91
<b>3.3.4</b>	<b>Depleção de minerais</b> .....	92
<b>3.3.5</b>	<b>Depleção de combustíveis fósseis</b> .....	92
<b>3.3.6</b>	<b>Acidificação terrestre</b> .....	92
<b>3.3.7</b>	<b>Eutrofização das águas</b> .....	92
<b>3.4</b>	<b>COMPARAÇÃO COM OUTROS ESTUDOS</b> .....	93
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	97
	<b>Referências</b> .....	99



<b>CAPÍTULO 4</b> .....	105
<b>Possibilidades e perspectivas de mitigação de GEE na produção bovina em pastagens: influência da produtividade dos sistemas no aquecimento global</b> .....	107
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	111
<b>2 METODOLOGIA</b> .....	113
<b>2.1 CÁLCULO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA</b> .....	113
2.1.1 Emissões de CH <sub>4</sub> .....	113
2.1.2 Emissões de N <sub>2</sub> O.....	114
2.1.3 Emissões e remoções de CO <sub>2</sub> .....	114
<b>2.2 DESCRIÇÃO DA ACV</b> .....	115
<b>2.3 CONSTRUÇÃO DO INVENTÁRIO DO SISTEMA PRODUTIVO</b> .....	116
2.3.1 Cenário-base .....	116
<b>3 ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO</b> .....	117
3.1.1 Cenário 1 – Introdução de gramíneas hibernais no campo nativo com fertilização nitrogenada .....	118
3.1.2 Cenário 2 – Introdução de gramíneas hibernais e estivais no campo nativo com fertilização nitrogenada .....	119
3.1.3 Cenário 3 e 4 – Introdução de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados.....	119
3.1.4 Cenários 5 e 6 – Incrementos da taxa de desmame .....	120
3.1.5 Cenários 7 – Intensificação da utilização da pastagem.....	120
3.1.6 Cenário 8 a 10 – Redução da vida produtiva das vacas.....	120
3.1.7 Cenário 11 a 13 – Incremento dos estoques de carbono devido ao pastejo.....	120
3.1.8 Cenário 14 a 16 – Estabilização dos estoques de carbono ao longo do tempo .....	121
<b>4 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	121
4.1 CENÁRIO-BASE .....	121
<b>4.2 AVALIAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO</b> .....	122
4.2.1 Cenário 1 – Introdução de gramíneas hibernais no campo nativo com fertilização nitrogenada .....	122
4.2.2 Cenário 2 – Introdução de gramíneas hibernais e estivais no campo nativo com fertilização nitrogenada .....	123
4.2.3 Cenários 3 e 4 – Introdução de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados.....	124
4.2.4 Cenários 5 e 6 – Incremento da taxa de desmame.....	125

<b>4.2.5</b>	<b>Cenários 7 – Intensificação da utilização da pastagem .....</b>	<b>125</b>
<b>4.2.6</b>	<b>Cenário 8 a 10 – Redução da vida produtiva das vacas .....</b>	<b>126</b>
<b>4.2.7</b>	<b>Cenário 11 a 13 – Incremento dos estoques de carbono devido ao pastejo .....</b>	<b>126</b>
<b>4.2.8</b>	<b>Cenário 14 a 16 – Estabilização dos estoques de carbono ao longo do tempo.....</b>	<b>126</b>
<b>4.3</b>	<b>COMPARAÇÕES COM OUTROS TRABALHOS .....</b>	<b>127</b>
<b>5</b>	<b>CONCLUSÕES DE CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>131</b>
	<b>Referências.....</b>	<b>133</b>
	<b>CAPÍTULO 5.....</b>	<b>139</b>
<b>1</b>	<b>CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES GERAIS.....</b>	<b>141</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>145</b>
	<b>ANEXO A – Equações usadas para estimar a emissão de metano por fermentação entérica – capítulo 10 / tier 2 / IPCC (2006).....</b>	<b>155</b>
	<b>ANEXO B – Equações usadas para estimar a emissão de metano por manejo de dejetos – capítulo 10 / tier 2 / IPCC (2006).....</b>	<b>158</b>
	<b>ANEXO C – Equações usadas para estimar a emissão de N2O por manejo de dejetos – capítulos 10 e 11 / IPCC (2006) .....</b>	<b>159</b>
	<b>APÊNDICE A – Caracterização dos cenários.....</b>	<b>162</b>
	<b>APÊNDICE B – Valores brutos de aquecimento global (kg CO2 eq.), uso da terra (m2a) e depleção de combustíveis fósseis (kg oil eq.) dos diferentes cenários .....</b>	<b>164</b>
	<b>APÊNDICE C – Total de emissões de GEE (kg CO2 eq. / kg GPV) nos diferentes cenários e as contribuições dos animais, da pastagem, e demais processos, no total emitido.....</b>	<b>165</b>

## **CAPÍTULO 1**



## 1 INTRODUÇÃO GERAL

O crescimento da consciência ecológica ocasionado pelas mudanças climáticas observadas nas últimas décadas tem direcionado esforços no sentido de repensar práticas e posturas a fim de minimizar os impactos do ser humano e de suas atividades no planeta. A inclusão de questões socioambientais no cotidiano das pessoas, além da visão econômica tradicional, consolidou o princípio básico da noção atual de desenvolvimento, dando origem ao tão propalado termo desenvolvimento sustentável (DS).

Níveis crescentes de concentração do CO<sub>2</sub> atmosférico têm aumentado a importância do conhecimento dos estoques de carbono nos principais compartimentos terrestres, principalmente da biosfera (solo e biomassa viva e morta), em função do potencial desta no balanço de gases de efeito estufa – estoques temporários (LIMA et. al., 2006a). Nesse contexto, a atividade primária ganha particular destaque, uma vez que sua condução influencia diretamente essa dinâmica.

Partindo desta premissa, a bovinocultura se mostra um importante gargalo nas discussões atuais, no mundo como um todo, mas particularmente no Brasil, onde se expressa como a atividade mais importante do seu agronegócio. Segundo dados da Associação Brasileira de Indústria Exportadora de Carne Bovina (ABIEC, 2011), a produção bovina gera um faturamento de mais de 50 bilhões de reais por ano e oferece cerca de 7,5 milhões de empregos. Estes dados juntamente com o fato do Brasil possuir o maior rebanho comercial do mundo, de mais de 209 milhões de cabeças (IBGE, 2010) e, de ser o maior exportador mundial de carnes (FNP, 2011), torna os estudos ambientais específicos para a nossa realidade de vital interesse.

Os sistemas produtivos brasileiros são baseados principalmente no uso de pastagens, garantindo uma grande vantagem competitiva devido a seu baixo custo (FNP, 2011), uma vez que grande parte do mundo tem suas produções baseadas em outros tipos de sistemas. No caso particular da Região Sul do Brasil, seu sistema produtivo se baseia no setor primário, sendo que segundo o último censo realizado pelo IBGE (2010) a produção bovina conta com mais de 27 milhões de cabeças. Em termos climáticos, encontra-se em situação privilegiada, devido ao clima subtropical úmido que permite o crescimento de diferentes espécies forrageiras durante todos os meses do ano.

Seguindo a tendência mundial de valorização de práticas sustentáveis, analisar a influência dos sistemas de produção bovina em pastagens sobre o meio ambiente pode

contribuir para a caracterização, bem como para a diferenciação destes sistemas produtivos, dando subsídios para a formulação de políticas públicas que incentivem atitudes ambientalmente corretas.

Diversas ferramentas indicadoras de sustentabilidade são disponíveis atualmente, entre as quais, a Análise de Ciclo de Vida (ACV) destaca-se por sua difusão e reconhecimento mundial. Segundo Robert (2000) essas ferramentas auxiliam a determinar o alinhamento de diferentes atividades com os princípios da sustentabilidade: ambientalmente correto, socialmente justo e economicamente viável. No entanto, sua utilização, no contexto da agricultura brasileira tem sido modesta, sobretudo, no que se refere a produtos de origem animal. Segundo Ruviano et. al. (2011), entre os anos de 2001 e 2011, 58% das publicações oriundas de estudos de produtos agrícolas baseados na utilização da metodologia de ACV realizados no mundo, incluíam produtos pecuários, enquanto que no Brasil, apenas 25% estavam voltadas para este setor.

Esta deficiência de estudos voltados para os impactos da pecuária no meio ambiente evidencia a existência, sobretudo no Sul do Brasil, de um importante espaço para novas pesquisas, utilizando este tipo de metodologia aplicada em diferentes lugares do mundo, com reconhecimento internacional.

Neste contexto, o presente trabalho visou a análise dos impactos ambientais da produção pastoril de bovinos de corte característica da Região Sul do Brasil, através da utilização da Avaliação do Ciclo de Vida. Sua apresentação foi dividida em cinco partes sendo que: no capítulo 1 são fornecidas as informações relativas ao contexto científico que embasou o trabalho; no capítulo 2 foi realizada uma contextualização da atividade pecuária frente às novas visões mundiais no âmbito do desenvolvimento sustentável, bem como, foram descritas as principais ferramentas que podem ser utilizadas para sua avaliação; no capítulo 3 são avaliados os impactos ambientais de dois sistemas de produção de bovinos de corte típicos da região, em termos de (a) aquecimento global, (b) uso da terra, (c) depleção das águas, (d) de minerais e (d) de combustíveis fósseis, (e) acidificação terrestre e (f) eutrofização das águas; no capítulo 4, as influências sobre a mitigação de gases do efeito estufa e demais aspectos ambientais relacionados de diferentes graus de intensificação da atividade pecuária sul-brasileira são estudadas; por fim, no capítulo 5 são apresentadas as considerações finais.

## 1.1 JUSTIFICATIVA

A presente proposta deve-se ao interesse crescente de produtores, consumidores e demais elos da cadeia pelas questões relacionadas ao impacto dos sistemas de produção animal no meio ambiente. A adequação dos sistemas produtivos a estas demandas é de vital importância para a permanência no mercado de forma competitiva. Nesse sentido, é necessário se dispor de parâmetros locais mais fidedignos.

Em termos aplicados, essas questões representam para os diferentes elos da cadeia produtiva, sobretudo para os produtores, oportunidades significativas de agregação de valor e consolidação de mercados que resultam em uma possibilidade real de incremento de renda e diminuição dos riscos produtivos.

## 1.2 DELIMITAÇÃO DO TEMA

O presente trabalho está inserido no Programa de Pós-graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, na linha de pesquisa intitulada Análise de Cadeias Produtivas Agroindustriais. Neste contexto, o mesmo se propõe a analisar os impactos ambientais da produção bovina em pastagem característica da Região Sul do Brasil, através da utilização da Avaliação do Ciclo de Vida, tendo-se como limites do sistema os processos que ocorrem dentro da unidade produtiva, relacionados principalmente ao manejo das pastagens e dos animais. As influências dos demais processos componentes da cadeia produtiva bovina não serão, portanto, consideradas devido ao fato das mesmas serem equivalentes nos diferentes sistemas estudados. O escopo do trabalho foi limitado às questões ambientais relacionadas aos sistemas produtivos, não incluindo desta forma, análises de viabilidade social e econômica.

## 1.3 PROBLEMAS DE PESQUISA

- Os sistemas de produção de bovinos de corte do sul do Brasil apresentam formas produtivas de baixo impacto ao meio ambiente em termos da emissão de gases de efeito estufa e outros indicadores ambientais?

- Diferentes graus de intensificação da atividade pecuária sul-brasileira influem sobre a mitigação de gases do efeito estufa e demais impactos da mesma no meio ambiente?

#### 1.4 HIPÓTESES

- A produção de bovinos de corte em pastagens no sul do Brasil pode apresentar um balanço positivo de carbono e ter impacto reduzido em termos de uso da terra e conservação do solo, da água e demais recursos;

- A intensificação do uso de pastagens em sistemas de produção de bovinos de corte sul-brasileiros tem impacto positivo na mitigação dos gases de efeito estufa, no uso da terra e na preservação do solo, da qualidade da água e demais recursos.

#### 1.5 OBJETIVOS DA PESQUISA

- Descrever e avaliar os impactos ambientais dos sistemas de produção de bovinos de corte do sul do Brasil.

##### **Objetivos específicos**

- Caracterizar a bovinocultura de corte sul-brasileira quanto a seus impactos sobre o balanço de carbono, o uso da terra e outras variáveis indicadoras de degradação ambiental;

- Avaliar a influência de diferentes graus de intensificação da atividade pastoril sobre a mitigação de gases do efeito estufa, o uso da terra e demais questões ambientais.



## **CAPÍTULO 2**



## Ferramentas de avaliação da sustentabilidade para análise e melhoria dos sistemas de produção pecuários brasileiros<sup>5</sup>

**Autora:** Milene Dick<sup>6</sup>

**Orientador:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-orientador:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### RESUMO

Conceitos consagrados como indicativos de qualidade de vida sofreram alterações drásticas nos últimos tempos, devido ao fato do modelo consumista, antes visto como exemplo de prosperidade, se mostrar incapaz de saciar as necessidades humanas de maneira ampla e igualitária. Discrepâncias entre povos no acesso a informações e bens de diferentes naturezas, bem como, alterações climáticas importantes têm feito com que diferentes agentes e setores da sociedade repensem suas atitudes em relação ao planeta. No centro destas discussões situa-se a produção primária de países em desenvolvimento como é o caso do Brasil, sobretudo, no que tange à produção de ruminantes, seja devido à sua relevância no fornecimento de alimentos, na garantia de empregos e renda ou na constituição de paisagens e ecossistemas, seja em função de sua contribuição para problemáticas como o aquecimento global. Termos como desenvolvimento sustentável e sustentabilidade tornam-se assim cada vez mais recorrentes, fazendo com que o conhecimento dos impactos gerados, bem como, das diferenças entre sistemas produtivos se torne fundamental. Especificamente, quando se trata da produção bovina, diferenças marcantes entre sistemas produtivos alertam para a necessidade de analisar, com o máximo possível de detalhes, suas peculiaridades, impactos potenciais e possibilidades de melhoria. Neste contexto se inserem as denominadas ferramentas de sustentabilidade, as quais têm sido desenvolvidas em diversas partes do mundo, tendo como foco principal o impacto ambiental de setores caracterizados pelo uso intensivo de recursos, tais como, a indústria e a agricultura moderna. No que tange à produção animal, sobretudo, no caso de sistemas de produção baseados no uso de pastagens seu desenvolvimento é mais recente. Neste sentido, o presente trabalho inclui uma breve descrição das ferramentas mais utilizadas em estudos de sustentabilidade, com vistas à determinação de sua aplicabilidade na avaliação de sistemas pastoris de produção animal, incluindo: o fator X, a pegada ecológica, o fluxo total de material, o painel de sustentabilidade, o barômetro de sustentabilidade e a análise de ciclo de vida. A partir disso, são apontados conceitos e peculiaridades a serem considerados e propostas sugestões no que se refere ao uso destas ferramentas em avaliações de sistemas de criação em pastagens. Também, são discutidos os efeitos de especificidades climáticas e culturais da Região Sul do Brasil – clima subtropical úmido – em relação às demais, na obtenção de performances ambientais potencialmente favoráveis.

**Palavras-chaves:** Aquecimento global. Bovinos de corte. Fermentação entérica. Indicadores de sustentabilidade. Metano. Produção animal em pastagens.

---

<sup>5</sup> Artigo a ser submetido para avaliação.

<sup>6</sup> E-mail para contato: [milenedick@yahoo.com.br](mailto:milenedick@yahoo.com.br)



## **Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of Brazilian livestock production systems**

**Author:** Milene Dick

**Adviser:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-adviser:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### **ABSTRACT**

Established concepts as indicative of the quality of life experienced dramatic changes in recent times, due to the fact the consumerist model, once seen as an example of prosperity, proves unable to satisfy human needs broadly and egalitarian. Discrepancies between people in access to information and assets of different natures, as well as major climate changes have caused different actors and sectors of society to rethink their attitudes toward the planet. At the center of these discussions lies the primary production in developing countries, such as Brazil, especially in relation to ruminant production, either due to their relevance in the food supply, securing jobs and income, and in the constitution of landscapes and ecosystems, or as a result of its contribution to issues, such as global warming. Terms such as sustainable development and sustainability have become increasingly recurrent, making the knowledge of impacts, as well as the differences between systems, essential. Specifically, when it comes to beef production, marked differences between production systems point to the need to examine, with the greatest possible details, their peculiarities, potential impacts and opportunities for improvement. In this context fall the so-called sustainability tools, which have been developed in various parts of the world, focusing mainly on the environmental impact of sectors characterized by the intensive use of resources, such as industry and modern agriculture. Regarding livestock production, especially in the case of production systems based on the use of pastures their development is more recent. In this sense, this work includes a brief description of the most used tools in sustainability studies, with a view to determining their applicability in evaluating livestock grazing systems, including: the factor X, the ecological footprint, the total material flow, the dashboard of sustainability, the barometer of sustainability and the life cycle assessment. From this, concepts and peculiarities are pointed and suggestions regarding the use of these tools in evaluation of breeding pasture systems are proposed. Moreover, the effects of climatic and cultural specificities of the Southern Region are discussed - humid subtropical climate - compared to other Brazilian regions, in the search of potentially favorable environmental performances.

**Key words:** Cattle meat. Enteric fermentation. Global warming. Grazing livestock. Indicator sustainability. Methane.



## 1 INTRODUÇÃO

Na história do mundo, o período pós-guerra foi marcado por um intenso incremento de produção e produtividade. As necessidades de alimentar o povo e redefinir a indústria militar serviram de alicerce para o que chamamos de “Revolução Verde”. O que outrora foi sinônimo de progresso, com o tempo, foi se mostrando prejudicial e destrutivo. As ideologias de produção a “qualquer custo” fizeram com que o ônus do crescimento desordenado recaísse sobre o planeta. Problemas ambientais que refletiram na saúde humana trouxeram a tona preocupações antes não consideradas, fazendo com que os consumidores passassem a buscar qualidade nos alimentos ingeridos. Desta tendência, o consumidor passou a exigir produtos associados à segurança alimentar, que não somente sejam benéficos à saúde, mas que também: reconhecidamente a promovam; não contenham resíduos de defensivos agrícolas e medicamentos e; sejam oriundos de sistemas produtivos que respeitem o bem estar animal e o meio ambiente.

A qualidade então passou a estar entre os principais enfoques das cadeias produtivas na maioria dos países do mundo. Cada vez mais os consumidores se preocupando com o que consomem, buscando o maior número possível de informações sobre os alimentos de seu dia a dia. Em resposta a este posicionamento, as empresas alimentares buscando disponibilizar ao consumidor produtos mais atrativos ao passo que os produtores rurais procuram agregar valor a seus produtos, tornando assim sua atividade mais rentável (Martins, 2005). Aliadas a isto, as imposições de qualidade de produto no mercado externo, estão cada vez maiores, obrigando a adoção de melhorias na produção, sujeita a padrões de sanidade e peculiaridades quanto à sua composição.

No centro dessas discussões, está o que hoje denominamos desenvolvimento sustentável (DS), onde as premissas envolvem simultaneamente a prosperidade econômica, a qualidade ambiental e a equidade social (*triple bottom line*). Desta maneira, estes novos paradigmas se impõem em substituição à simples busca de aumentos produtivos. Fato este observado nos diferentes sistemas de produção primária, sobretudo naqueles que envolvem a criação de ruminantes, devido a sua importância uma vez que é atribuído às suas estruturas digestivas: o “milagre” da transformação de fibra de qualidade nutricional limitada em alimentos nobres para o ser humano, mas também; o estigma da produção de boa parte dos gases de efeito estufa (GEE) que colaboram para o aquecimento do planeta.

No caso do Brasil, dada sua produção agrícola, estas questões ganham cada vez mais importância a partir do momento em que o País se propõe a buscar aumentos de competitividade no mercado internacional que dependem fundamentalmente de sua capacidade de demonstrar que seus produtos têm qualidade e são produzidos num contexto de conscientização ecológica e social dos diferentes agentes envolvidos. Desta forma, a adoção de modelos fundamentados em tecnologias que garantam, além de eficiência econômica, adequação ambiental e social (Vilela & Resende, 2003), deixou de ser uma opção produtiva para tornar-se um condicionante incontornável que define a viabilidade da atividade produtiva, bem como, sua continuidade.

Neste contexto se inserem as ferramentas de sustentabilidade, seja na avaliação dos impactos ambientais gerados pelas diferentes atividades, quanto na definição de políticas e atitudes voltadas para a construção de uma sociedade mais sustentável. Entretanto, apesar de diversas ferramentas terem sido desenvolvidas nos últimos tempos, sua utilização para a análise de sistemas pecuários, requer atenção no sentido de considerar suas características, sobretudo no caso de criações em pastagens. Desta maneira, uma análise descritiva das principais ferramentas se faz necessária, a fim de caracterizar suas vantagens, desvantagens e limitações. Assim sendo, no presente estudo foram avaliadas: (a) fator X (*factor X*), (b) pegada ecológica (*ecological footprint*), (c) fluxo total de material (*total material flow*), (d) painel de sustentabilidade (*dashboard of sustainability*), (e) barômetro de sustentabilidade (*barometer of sustainability*) e (f) análise de ciclo de vida (*life cycle assessment*).

A fim de facilitar a compreensão do contexto de aplicação aqui proposto, são descritos sucintamente os sistemas de produção de bovinos de corte brasileiro e sul brasileiro, bem como, seu contexto sócio-político evidenciando especificidades climáticas e culturais, intimamente relacionadas a suas performances ambientais.

Por fim, são apontados conceitos e peculiaridades a serem considerados e propostas sugestões no que se refere ao uso destas ferramentas em avaliações de sistemas de criação em pastagens, com ênfase em situações de clima subtropical úmido.



## 2 A PROBLEMÁTICA AMBIENTAL

A intensificação do uso da terra e demais recursos característicos do mundo moderno originaram modificações importantes no meio ambiente com reflexos sobre o funcionamento de seus diferentes componentes. Ao passo que práticas como a fertilização permitiram o incremento importante da produção vegetal de espécies de interesse do Homem, as técnicas de cultivo adotadas originaram em muitos casos: redução da biodiversidade local (impactos sobre fauna e flora) e perdas de solo (por erosão e lixiviação), relacionadas a reduções da fertilidade, da capacidade de retenção de água e da produtividade potencial. Ou seja, foram utilizados recursos financeiros importantes para o incentivo da produção agrícola, mas boa parte dos mesmos foi perdida na forma de resíduos, sedimentos ou efluentes que sendo transferidos para locais diferentes de sua origem ou daqueles aos quais foram destinados transformam-se em materiais inúteis ou mesmo poluentes, com impactos negativos diversos.

Na mesma linha, a emissão de gases resultantes da atividade humana, tais como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), gerou novas problemáticas como o surgimento de taxas de aquecimento da atmosfera sem precedentes, que ameaçam os sistemas climáticos, sociais e ambientais, devido ao fato dos mesmos não conseguirem se adaptar na mesma velocidade (FNP, 2011). Em resposta a essa problemática a busca de formas adequadas de uso da terra passou a ser sinônimo de inovação na produção agrícola e pecuária e de oportunidades em termos de contribuição potencial para a sua perenidade (LEITE, 2008).

Mesmo que as condições climáticas da Terra apresentem desde sempre modificações, a atividade humana tornou-se nas últimas décadas uma força maior que afeta o processo natural com consequências potencialmente importantes. Cordeiro (2010) salienta que fenômenos meteorológicos cada vez mais extremos estão ocorrendo em diversos locais do mundo, provocando, por vezes, resultados inesperados. O aumento do nível do mar e as alterações da biodiversidade planetária são exemplos da amplitude possível destes efeitos.

Segundo diferentes prognósticos, o impacto das emissões de gases de efeito estufa e o consumo crescente de energia devem fazer com que o aquecimento da superfície terrestre continue a ocorrer. Em resposta a essas questões, a adoção de medidas de adaptação às modificações climáticas previstas pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) tem sido apontada como essencial. De forma similar, medidas de atenuação destinadas a reduzir os impactos ao meio ambiente desempenham uma função primordial. Assim, a corrida pela

adoção de tecnologias globais conclama as partes a utilizarem adequadamente suas diferentes capacitações científicas, em vez de sacrificarem seu desenvolvimento futuro (LEITE, 2008).

## 2.1 O BRASIL E OS PROBLEMAS AMBIENTAIS

A busca de formas adequadas de uso da terra permite melhorias no nível de vida das populações rurais e urbanas, ao mesmo tempo em que contribui para a mitigação de impactos futuros das mudanças climáticas. Nesta temática, o governo brasileiro vem tentando imprimir marcas de protagonismo, desde a Convenção das Nações Unidas sobre Mudança do Clima de 1992 (Rio92). Essa posição de vanguarda aparente, no entanto, não tem se traduzido em vantagens substanciais para os diferentes atores da sociedade no que se refere ao mercado de carbono, por exemplo (CNA, 2011). Apesar do potencial do País para o desenvolvimento de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), segundo dados da IETA (*International Emissions Trading Association*), o Brasil nos últimos anos respondeu por em torno de 4% do comércio mundial de créditos de carbono. O fato de o País possuir uma matriz energética limpa e a falta de informações científicas que permitam uma adequada quantificação e monitoramento a nível regional dos montantes de carbono efetivamente sequestrados em projetos de MDL, têm sido os principais entraves apontados para uma maior participação neste mercado lucrativo e promissor (CEPEA, 2008).

Neste sentido, o Brasil deu um importante passo com a assinatura do Decreto N° 7.390/2010, que regulamenta a Política Nacional de Mudança do Clima, que indica uma meta de corte de emissões entre 36,1% e 38,9%, até o ano de 2020. Segundo esse documento, as emissões totais projetadas para 2020 no Brasil serão de 3.236 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq., sendo que a contribuição devida a mudanças no uso da terra corresponde a 1.404 milhões de ton de CO<sub>2</sub> eq., das quais 730 milhões de ton de CO<sub>2</sub> eq. correspondem ao setor agropecuário (PNMC, 2008).

O Decreto detalha o caminho que o País pretende trilhar para atingir suas metas de redução de emissões de gases de efeito estufa para o ano de 2020. Dentre as ações previstas destacam-se as relativas à agropecuária que incluem a: (IV) recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas; (V) ampliação do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta em 4 milhões de hectares; (VI) expansão da prática de plantio direto na palha em 8 milhões de hectares; (VII) expansão da fixação biológica de nitrogênio em 5,5 milhões de

hectares de áreas de cultivo, em substituição ao uso de fertilizantes nitrogenados; (VIII) expansão do plantio de florestas em 3 milhões de hectares e; (IX) ampliação do uso de tecnologias para tratamento de 4,4 milhões de m<sup>3</sup> de dejetos de animais (PNCM, 2008).

Com base no referido decreto, também em 2010, foi instituído como ação estratégica do governo junto ao setor agrícola, o Plano Nacional de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono que inclui atividades de incentivo à sua adoção. Este último, integra a estratégia ambiental do País, juntamente com planos nacionais similares, editados simultaneamente e focados especificamente na temática dos Recursos Hídricos, dos Resíduos Sólidos, da Agro energia entre outros.

Em seminário comemorativo dos 60 anos da CNA (Confederação da Agricultura e Pecuária do Brasil), realizado em 2011, a presidente do Brasil, afirmou ser possível conciliar a atividade agropecuária com a preservação do ambiente, acrescentando que o Brasil "não precisa e não pode contrapor seu papel de potência agrícola à preservação das nossas riquezas naturais e da nossa biodiversidade".

### **3 PRODUÇÃO BOVINA BRASILEIRA**

A produção de alimentos é uma questão de segurança nacional, mas para um país como o Brasil, é também vocação econômica. O País possui os recursos naturais para ser um dos grandes produtores dos mais diversos tipos de alimentos (grãos, frutas, proteína animal, etc.). A bovinocultura merece destaque, uma vez que, conforme dados do IBGE (2006) ocupa cerca de 160 milhões de hectares de pastagens nativas e cultivadas, as quais servem de suporte alimentar para o maior rebanho comercial do mundo.

No entanto, apesar de sua importância, esta atividade apresenta índices produtivos considerados muito aquém do desejável. Segundo Sorio (2008), diversas correntes de pensamento indicam direções a seguir para a melhoria desses índices, entretanto, ainda segundo o mesmo autor, seguidamente, o que essas teorias têm em comum é o desconhecimento, ou mesmo o desprezo pelos princípios elementares da administração.

Apesar dessas ponderações, o clima favorável aliado a grandes extensões de terra fazem com que, segundo dados do CEPEA (2008) os custos de produção do Brasil estejam entre os

mais baixos do mundo, colocando o País em situação de destaque frente ao ambiente competitivo da atividade no âmbito internacional.

### 3.1 PRODUÇÃO BOVINA SUL-BRASILEIRA

A Região Sul do Brasil é grandemente beneficiada por seu perfil produtivo, bem como, por suas condições climáticas. A vocação pecuária manifestou-se desde o início de sua colonização, onde os campos naturais ofereceram suporte para o desenvolvimento de uma importante atividade de criação. Mais tarde, este panorama modificou-se sensivelmente, passando de uma produção hegemônica de ruminantes a uma produção mais diversificada, consolidando o espectro regional de atividades que com o passar do tempo manteve-se fortemente baseado na produção primária (CNA, 2011) e, portanto, menos exposto a problemas de poluição industrial que outras regiões. Em termos climáticos, apresenta uma situação privilegiada no País (CARAMORI et. al., 2002) e provavelmente no mundo, uma vez que condições subtropicais úmidas propiciam uma estocagem potencialmente mais importante e mais estável de carbono no solo que a observada em regiões tropicais (LIMA et. al., 2006b), devido à redução da atividade microbiana, que se potencializa em áreas baixas onde o excesso de umidade se soma às menores temperaturas do solo (CORDEIRO, 2010). Além disso, produções adequadas de espécies vegetais de clima temperado no período hibernal, somadas a produções de espécies estivais de elevado rendimento e qualidade, obtidas durante a primavera-verão resultam em produções de forragem total ao longo do ano, dificilmente superadas em outros ambientes.

## 4 PRODUÇÃO ANIMAL E O MEIO AMBIENTE

Conforme o primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa (LIMA et. al., 2006a), a atividade pecuária representa a maior fonte de metano emitido para a atmosfera no país. A análise isolada e superficial deste tipo de inventário tem produzido diferentes conclusões que convergem no sentido de atribuir às produções animais, em nível mundial e brasileiro, responsabilidades mal justificadas no âmbito da problemática atual das

mudanças climáticas, bem como, imagens negativas que seguidamente não correspondem à realidade.

Neste contexto, cabe esclarecer que criações em confinamento com fornecimento de insumos externos, características de países industrializados, produzem maiores impactos ambientais, pela maior utilização de combustíveis fósseis seja para a produção, deslocamento ou distribuição dos alimentos, bem como pela concentração de dejetos, o que exige um manejo adequado, emitindo níveis mais elevados de gases de efeito estufa. Sistemas mais extensivos, com menor utilização de insumos externos, bem como com deposição dos excrementos diretamente no solo reduzem significativamente os impactos gerados (ALMEIDA, 2010).

Ademais, sistemas baseados na produção em pastagens, além de serem considerados mais de acordo com a preservação da paisagem com sua biodiversidade e com o bem estar dos animais, estão sendo vistos como importantes sumidouros dos GEE, através dos chamados estoques temporários de carbono, onde os animais atuam como renovadores, “forçando” as plantas a retomarem seu crescimento retirando mais CO<sub>2</sub> da atmosfera. Na dinâmica do sistema como um todo, menos da metade da biomassa produzida nas pastagens é susceptível de ser consumida pelo animal, uma vez que as plantas são compostas por partes aérea (pastejável) e radicular (inacessível). Soma-se a este fato, o aproveitamento dos nutrientes pelo animal, fazendo com que, apenas uma parte do carbono ingerido retorne ao ambiente. Esse fato é tanto mais importante quanto melhor for a qualidade da forragem disponível aos animais (CAPPER et. al., 2009a, CAPPER et. al, 2009b e BARTL et. al., 2011), dando origem a uma via da produção animal que se propõe a produzir benefícios materiais e econômicos sem exaurir os recursos naturais, sem afetar o clima e sem colocar em risco a saúde pública. A produção adequada de pastagens tem influência ainda sobre questões como erosão, escoamento e lixiviação (PETERS et. al., 2011).

Contradições aparentes, semelhantes a esta, se encontram em outras situações também relacionadas à produção agrícola e pecuária. Neste sentido, Xavier et.al. (2005) postulam que, apesar dos insumos e da mecanização representarem importantes fontes de impacto ambiental e de gastos para a produção, sua utilização, de maneira eficiente, pode ter como consequência melhorias do resultado econômico sem resultarem em incrementos do impacto ambiental.

## 5 A PECUÁRIA SUSTENTÁVEL

A definição de pecuária sustentável fundamenta-se no conceito de desenvolvimento sustentável (DS), proposto em meados dos anos 1980 junto com o surgimento da ideia de sociedade sustentável, como uma tentativa, segundo Robinson (2004), de unir as preocupações ambientais e as questões de desenvolvimento humano.

Neste contexto, diferentes debates permearam as discussões entre a importância da tecnologia e a responsabilidade humana. Em 1987, a Comissão mundial sobre meio ambiente e desenvolvimento (*World Commission on Environmental and Development – WCED*) publicou o *Our Common Future* onde o DS é definido como “capaz de atender as necessidades das gerações atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades”. Os anos 1990 se caracterizaram, segundo Robinson (2004), pelo surgimento de duas correntes de pensamento no âmbito do DS: o preservacionismo e o conservacionismo, sendo que o primeiro preconiza a preservação das áreas naturais e o segundo sugere a proteção dessas áreas, enraizado na filosofia social de propiciar o uso adequado dos recursos naturais a todos. Este mesmo autor imputa à WCED um cunho político, menos inclinado a argumentar a favor de mudanças drásticas e mais voltado para o estímulo tecnológico. Fato este que fez com que muitos passassem a ver a ideia com ceticismo (GAWOR, 2008). Entretanto, Mebratu (1998), salienta que foram esses conceitos que possibilitaram o desenvolvimento de uma visão global em relação ao futuro do planeta.

Cabe salientar que, em ambas as propostas, a avaliação da sustentabilidade dos sistemas pecuários é de vital importância: na vertente preservacionista, considerando seus impactos sobre o meio ambiente e, na corrente conservacionista, através do estudo da viabilidade da utilização de determinadas práticas produtivas nos tempos atuais e futuros.

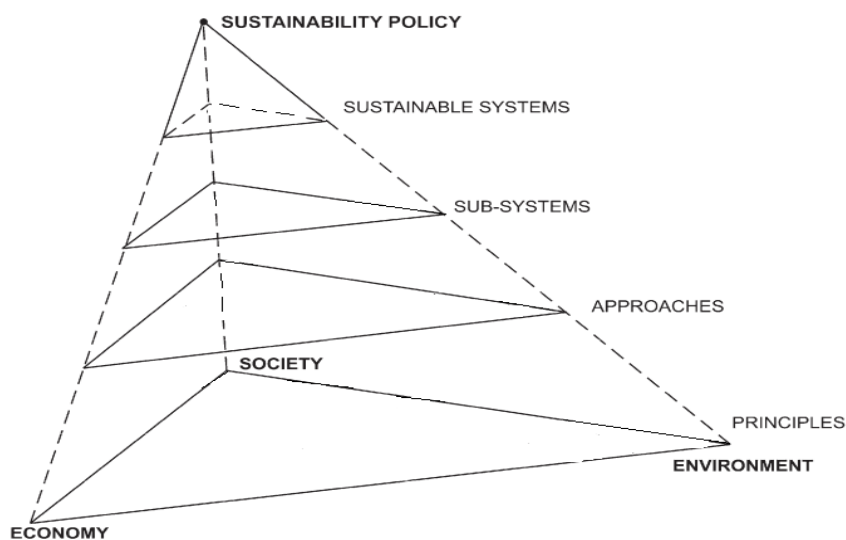
### 5.1 AS TRÊS DIMENSÕES DO DS

Ao se discutir DS é importante mencionar as contribuições de Elkington (1999), com a sugestão do conceito de *Triple Bottom Line (TBL)* onde a sustentabilidade envolve simultaneamente a prosperidade econômica, a qualidade ambiental e a equidade social. Dez anos após, Tencati & Zsolnai (2009) sugeriram uma expansão deste conceito envolvendo outras

dimensões, como os aspectos cultural e tecnológico, chegando a uma nova perspectiva denominada *Multiple Bottom Line*.

Outra contribuição destacada nesse contexto foi dada por Glavic & Lukman (2007), os quais propõem uma classificação hierárquica e interdependente das ações voltadas para o DS, considerando as dimensões do *TBL*, numa visão mais simples de ser compreendida. Sua organização inclui princípios, abordagens, sub-sistemas, sistemas sustentáveis e políticas de sustentabilidade, conforme apresentado na figura 1.

**Figura 1** – Classificação das ações em desenvolvimento sustentável



**Fonte:** Glavic & Lukman (2007)

O nível superior consiste nas políticas de sustentabilidade, onde as ideias ou planos do que fazer em situações particulares são apresentadas. Estas políticas podem ser orientadas para questões relacionadas às mudanças climáticas, como também para aspectos relativos ao ar, água, lixo, saúde etc. Glavic & Lukman (2007) acrescentam que quando se trata de DS, os paradigmas econômicos, sociais e ambientais, são considerados de acordo com sua contribuição para o bem estar das gerações atuais e futuras e podem ser aplicados nos diferentes níveis dependendo do contexto. É neste nível que se insere a avaliação da sustentabilidade das atividades produtivas através da utilização das denominadas ferramentas de sustentabilidade, sendo que a adequação das mesmas define a pertinência das ações e dos rumos a serem seguidos (LUMLEY & ARMSTRONG, 2004).

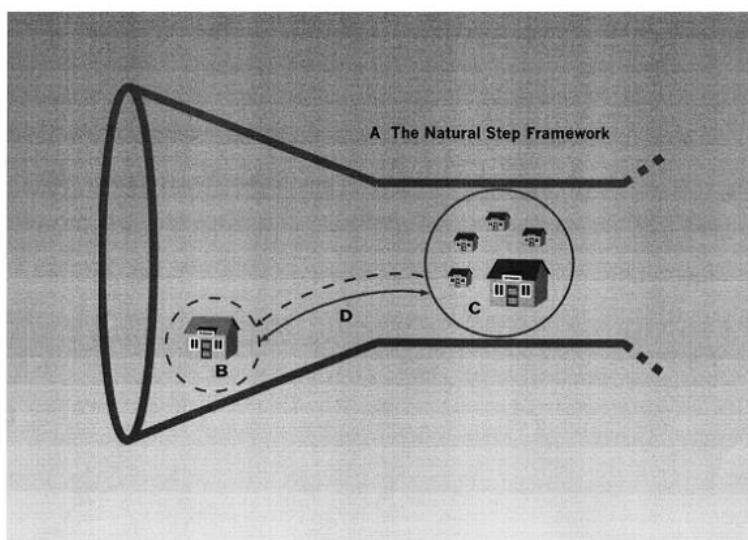
## 5.2 FERRAMENTAS DE AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE NA PECUÁRIA

A função das ferramentas de avaliação da sustentabilidade é auxiliar na definição de atitudes e políticas voltadas para a construção de uma sociedade mais sustentável (COHEN et. al., 1998). A maioria das ferramentas utilizadas atua como indicadores de sustentabilidade (BRATT et. al., 2011).

Segundo Van Bellen (2004), estas ferramentas são necessárias para definir os caminhos a serem seguidos em projetos de desenvolvimento. Entretanto, o mesmo autor sugere que, primeiramente, se conheça as suas principais características, vantagens e limitações. Prescott-Allen (1997) salienta a necessidade das ferramentas serem adaptadas às circunstâncias locais sem, no entanto, esquecer-se da globalidade do homem e do meio ambiente, que devem ser vistos como um todo.

Além desta perspectiva espacial, é importante inserir nas discussões uma noção temporal. A realização de ações baseadas em seus impactos futuros, num contexto de causa-efeito é sugerida por Robert et. al. (2002). Em sua proposta, o autor salienta a importância de mecanismos de retroalimentação, onde, as atividades desenvolvidas são reavaliadas e modificadas constantemente com base em seus respectivos efeitos presentes ou futuros (*backcasting*), atacando os problemas na fonte. A figura 2 esquematiza esta proposta.

**Figura 2** – Proposta de “*backcasting*”



**Fonte:** adaptado de Robert (2000)

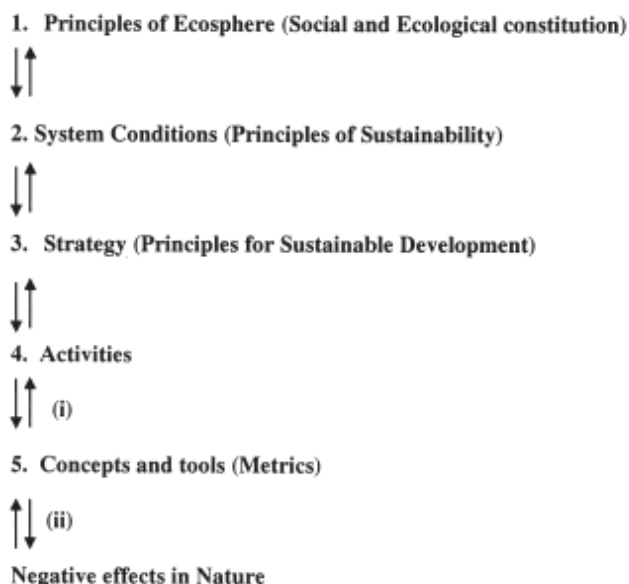
(A) representa o ambiente e suas limitações (atuais e futuras); (B) corresponde às necessidades atuais; (C) indica as necessidades futuras (limitadas pelo ambiente) e; (D) o “*backcasting*”, ou seja, as avaliações de onde se quer chegar para se propor as atitudes de hoje



Cabe esclarecer a diferença entre o enfoque sugerido e a previsão, uma vez que o mesmo não leva em consideração simplesmente os problemas de hoje e as tendências futuras, mas, sobretudo, o poder de impacto das mudanças de atitude e a dinâmica dos seus diferentes componentes.

Esta linha de pensamento reforça a importância das ferramentas de avaliação da sustentabilidade que diferem de ferramentas de gestão de sistemas com vistas à sustentabilidade, uma vez que elas agem tanto na definição das atividades como na avaliação de seus efeitos (figura 3).

**Figura 3** – Níveis de um sistema sustentável



**Fonte:** Adaptado de Robert (2000)

### 5.2.1 Fator X

É uma metodologia baseada na utilização de conceitos hipotéticos ou criativos, conforme descreve Robert (2000), com vistas à redução do uso de recursos, num contexto de ecoeficiência ou desmaterialização *ipsis litteris*. A utilização do conceito pelo Clube de Roma consagrou o fator quatro, definido a partir da expressão “Multiplicar as riquezas por dois, utilizando metade dos recursos” (*Factor Four: Doubling Wealth, Halving Resource Use* – VON WEIZSÄCKER et. al., 1995 e VON WEIZSÄCKER et. al., 1997), assim como o fator 10 ficou conhecido por sua utilização, nos países desenvolvidos, na comparação de fatores ou produtos (SCHMIDT-BLEEK 1994 e SCHMIDT-BLEEK 1997). É uma forma direta de estabelecer metas no planejamento de várias atividades com vistas à redução das taxas de transferência de

recursos e energia, além de ser uma abordagem flexível aplicável ao monitoramento de diferentes condições de um mesmo sistema (ROBERT et. al., 2002).

É facilmente aplicável à produção animal em sistemas pastoris, permitindo estipular metas de redução do uso de insumos ou de recuperação de áreas degradadas em “n” vezes, por exemplo. Entretanto, é de difícil definição, não indicando as práticas necessárias para o alcance dos objetivos, além de ter seu espectro de ação limitado aos parâmetros definidores da meta em questão.

### **5.2.2 Pegada Ecológica**

É uma forma de fazer medições das demandas ecológicas de várias atividades que integram um determinado sistema. Contrariamente ao fator X, aplica-se em situações onde os resultados de várias atividades na sociedade não são determinados por fatores e sim, expressos em unidades de área, ou seja, em reduções ou incrementos da área ecológica necessária para o desenvolvimento das atividades (ROBERT et. al., 2002). O somatório destas estimativas é assimilável à área total que sustenta a vida da biosfera, ou seja, a soma das "pegadas" de todas as atividades humanas representa a capacidade total de carga da ecosfera (ROBERT et. al., 2002).

É uma ferramenta de medição global que proporciona, segundo Robert (2000), uma visão de desempenho em matéria de sustentabilidade única no que se refere à sua capacidade de incorporar os efeitos do estilo de vida e da capacidade técnica sobre o meio ambiente. Este autor salienta, no entanto, a existência de limitações quando se estuda fluxos isolados da sociedade, nos quais conceitos mais flexíveis podem ser utilizados.

A pegada ecológica consiste num importante instrumento quando se busca difundir tecnologias e hábitos de consumo que proporcionem uma menor utilização dos recursos naturais, sendo seu princípio norteador o mesmo utilizado na definição de ferramentas como o *Carbon footprint* e o *Water footprint*. Sua utilização na avaliação de sistemas de produção animal em diferentes graus de intensificação é bastante difundida, limitando-se, no entanto, a fatores que possam ser expressos em unidades de área, assim como, o *Carbon footprint* limita-se a avaliações relacionadas à categoria de impacto aquecimento global. No que se refere ao grau de envolvimento e necessidade de recursos, sua implementação é facilitada em comparação a métodos mais abrangentes. No entanto, sua interpretação torna-se bastante limitada, uma vez que um sistema que exija menos área pode produzir mais emissões

indesejáveis e vice-versa. Fato debatido por diversos autores, como Mueller-Lindenlauf et. al. (2010) e Nemecek et. al. (2011), que preconizam a análise do sistema como um todo, a fim de minimizar interpretações errôneas.

### **5.2.3 Fluxo Total de Materiais**

Em nível macroeconômico, o conhecimento dos fluxos totais de materiais em um período de tempo e área geográfica específica (por exemplo, país ou região) pode ser utilizado para o acompanhamento de aspectos da sustentabilidade e efeitos de rebote (ROBERT et. al., 2002).

Neste contexto, importações, exportações, perdas para o ambiente e, insumos colhidos ou extraídos em uma determinada área econômica devem ser considerados. Por razões de equidade, Robert et. al. (2002) destaca que, quando se comparam diferentes países e regiões, os fluxos devem ser considerados *per capita*, o que permite, por exemplo, comparar os fluxos totais de materiais anuais dos EUA, da Alemanha e do Japão, respectivamente, de 90, 80 e 40 ton / habitante (ADRIAANSE et. al., 1997).

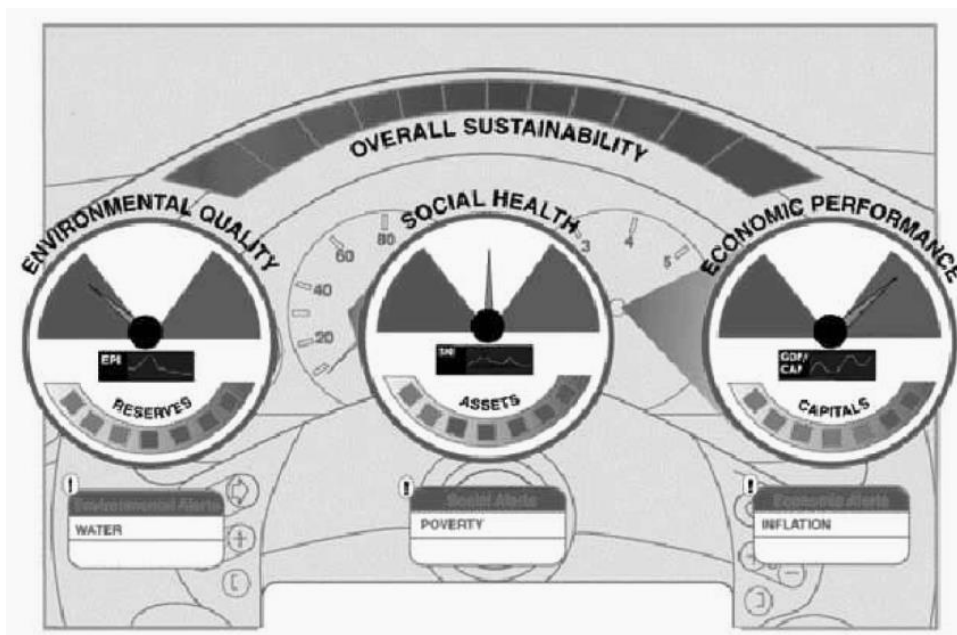
O mesmo princípio pode ser utilizado na avaliação de sistemas agrícolas e pecuários em diferentes níveis de organização a fim de estabelecer padrões de utilização de recursos, balanços de nutrientes, quantificação de entradas e saídas, independentemente de sua natureza. Os resultados obtidos tendem a apresentar baixo nível de incerteza, porém sua obtenção é bastante trabalhosa, envolve custos importantes e resulta numa abrangência limitada ao número e diversidade de fluxos incluídos na análise, os quais agem como multiplicadores da necessidade de recursos exigidos para sua implementação.

### **5.2.4 Painel de sustentabilidade**

As pesquisas sobre o *Dashboard of Sustainability* se iniciaram na segunda metade dos anos 1990, num esforço concentrado de várias instituições no sentido de obter uma ferramenta robusta baseada na utilização de indicadores de sustentabilidade que fosse aceita internacionalmente (VAN BELLEN, 2004). Sua elaboração buscou responder à necessidade de harmonizar os trabalhos internacionais em termos de indicadores de sustentabilidade e criar um sistema simples, mas que ao mesmo tempo contemplasse a complexidade da realidade.

A palavra “*dashboard*” tem como origem o conjunto de instrumentos de controle de um veículo, sendo sua utilização neste caso uma metáfora do painel de um automóvel. Para Hardi & Zdan (2000), constitui uma importante ferramenta para auxiliar os tomadores de decisão, públicos e privados, a repensar suas estratégias de desenvolvimento e a especificação de suas metas. Van Bellen (2004) qualifica esta representação da realidade como atrativa e concisa, conforme pode se verificar na representação gráfica, proposta pelos primeiros autores, construída a partir de um painel visual de três displays, que correspondem a três grupos ou blocos (*clusters*) de indicadores. No caso, estes mostradores estimam o desempenho ambiental, social e econômico de uma unidade de interesse através de uma escala de cores (Figura 4).

**Figura 4** – “*Dashboard of Sustainability*”



**Fonte:** Van Bellen (2004) adaptado de Hardi & Zdan (2000)

A proposta baseia-se na equidade entre os três indicadores que juntos, geram um índice geral de sustentabilidade agregado (VAN BELLEN, 2004). Pode ser utilizado em avaliações de sistemas pastoris de produção animal, produzindo resultados considerados promissores por Viglizzo et. al (2006), porém, para que o sistema seja aceito e tenha credibilidade, fazem-se necessários ajustes quanto à definição dos indicadores. O sistema é bastante intuitivo, suficientemente flexível, ou seja, suas dimensões podem ser modificadas de acordo com as necessidades dos usuários, sem alterar contudo sua base (HARDI & ZDAN, 2000), mas não propõe parâmetros objetivos de agregação, normalização ou ponderação que facilitem a adequada interpretação dos resultados.

### **5.2.5 Barômetro de sustentabilidade**

A ferramenta de avaliação conhecida como “*barometer of sustainability*” foi desenvolvida como um modelo sistêmico, destinado a agências governamentais e não governamentais, tomadores de decisão e pessoas envolvidas com questões relativas ao desenvolvimento sustentável, em qualquer nível do sistema – do local ao global (PRESCOTT-ALLEN, 1997).

Atua na combinação de indicadores e mostra seus resultados por meio de índices, que são, por sua vez, representados de forma gráfica, procurando facilitar a compreensão e dar um quadro geral do estado do meio ambiente e da sociedade. Processos posteriores permitem a determinação do nível de sustentabilidade que se deseja alcançar (BOSSEL, 1999).

Seu interesse no que tange a avaliação de sistemas de produção animal em pastagens se deve à possibilidade que a ferramenta propicia de combinar indicadores permitindo aos usuários chegarem a conclusões a partir de um grande número de dados, uma vez que as dimensões são amplas o suficiente para acomodar a maioria das preocupações atuais (PRESCOTT-ALLEN, 1999). No entanto, para se obter uma visão de conjunto mais clara, os próprios autores alertam para a necessidade da combinação dos indicadores de maneira coerente, pois, embora cada indicador possa representar o que ocorre dentro de uma área específica, a ordenação ou a combinação inadequada dos mesmos pode conduzir a resultados errôneos ou confusos (PRESCOTT-ALLEN, 2001). Por isso, Van Bellen (2004) descreve o conceito de escala de performance como sendo uma das características fundamentais desta ferramenta, pois permite a utilização de medidas apropriadas para cada indicador.

Considerando a impossibilidade de mensurar o sistema como um todo e a inexistência de uma ferramenta para tal, Prescott-Allen (1999) afirma que o barômetro procura medir os aspectos mais representativos do sistema através de indicadores. A escolha dos indicadores é feita através de um método hierarquizado, que se inicia com a definição do sistema e das metas, mas que assim como o painel de sustentabilidade, carece de parâmetros que garantam a objetividade necessária à correta interpretação dos resultados (VAN BELLEN, 2004).

### **5.2.6 Análise do Ciclo de Vida**

A análise de ciclo de vida (ACV) é uma ferramenta para a avaliação das relações entre os sistemas produtivos e o ambiente ou, como descrevem Goedkoop et. al. (2010), é uma

metodologia para avaliar os aspectos ambientais associados a um produto durante o seu ciclo de vida. A ISO 14040 (2006) define a técnica como uma compilação dos fluxos de entradas e saídas e avaliação dos impactos associados a um produto ao longo do seu ciclo de vida. Essa norma define ainda ciclos de vida, conceito fundamental dessa técnica, como estados consecutivos e interligados de um produto, desde a extração de matérias primas ou transformação de recursos naturais, até a deposição final do produto na natureza.

Este conceito foi introduzido por Shrivastava (1994) dentro da noção de “green design”. A proposta da metodologia é mensurar os recursos ambientais relacionados com os produtos ou com os processos produtivos. As medições incluem todas as etapas da produção, desde as matérias-primas até os resíduos finais (ROBERT et. al., 2002) e o procedimento constitui-se numa sistemática baseada na abordagem em quatro fases: definição de objetivos e escopo; análise de inventário; análise de impacto e; interpretação dos resultados (ISO 14040, 2006).

A aplicação da ACV à pecuária é relativamente nova. A maioria dos estudos realizados tem como foco exclusivo o impacto dos sistemas produtivos sobre a problemática do aquecimento global, muitos deles restringindo-se aos efeitos e possibilidades de mitigação da emissão de GEE devido à fermentação entérica dos animais. Estudos de ACV voltados aos sistemas de produção animal como um todo são ainda menos numerosos limitando-se em geral a algumas categorias animais e ao que ocorre durante um ano produtivo.

Alguns autores como Haas et.al. (2001), consideram que um dos motivos, está no fato dos processos de produção primária, bem como da aplicação da técnica a produtos agropecuários, apresentarem complexidades e particularidades quando comparados aos produtos industrializados.

Segundo Olsson (1999), o uso da ACV na cadeia de alimentos apresenta algumas particularidades relacionadas à unidade funcional, às influências das variações geográficas e climáticas, à grande influência do comportamento dos consumidores e à estrutura da cadeia, com grande número de unidades produtivas de pequena escala (agricultores), o que implica alta variabilidade nos efeitos ambientais e problemas de coleta de dados. Diante disso, a interatividade da técnica constitui-se em uma vantagem, podendo ser implementadas adaptações diversas à medida que as informações são coletadas. Sua metodologia tem numerosas aplicações, desde o desenvolvimento de produtos, passando pela rotulagem ecológica e regulação, até a definição de cenários de prioridade e de políticas ambientais (FERREIRA, 2004).

Apresenta como principal vantagem a possibilidade de identificação de transferências de impactos ambientais de um meio para outro e / ou de um estágio do ciclo de vida para outro (ROBERT et. al., 2002). Além disso, seu desenvolvimento, frequentemente direcionado para aspectos ambientais, tem incorporado cada vez mais questões de natureza social e econômica com vistas a proposição de modelos que incorporem os três eixos, ou de procedimentos que os contemplem de forma independente e simultânea.

É frequentemente usada para comparar produtos com a mesma função, ou para determinar os "*hot spots*", ou seja, partes do ciclo de vida que são fundamentais para o impacto ambiental total (FERREIRA, 2004). Uma vez que não se concentra em apenas um efeito de uma parte de um produto, a ACV é uma maneira de criar uma visão geral da complexidade total de interações entre os diferentes processos da sociedade industrial e os ecossistemas (ROBERT, 2000). Além disso, pode ser útil na seleção dos produtos quanto a sua possível influência negativa sobre o meio ambiente.

Uma de suas principais vantagens é a possibilidade de prever cenários ou eventos futuros, uma vez que é possível simular novas condições quando ocorre a modificação de vários aspectos. Entretanto Robert et. al. (2002) pondera esta afirmativa e salientam sua utilização limitada quando se trata da tomada de decisões sobre estratégias de investimento (ROBERT et. al., 2002). Isto ocorre não somente pela complexidade e incerteza dos efeitos negativos, mas também pela possibilidade da agregação de dados poder "esconder" aspectos relevantes de uma perspectiva de planejamento.

Um destaque especial foi feito por Xavier & Caldeira-Pires (2004) à coleta dos dados, em virtude da mesma representar a fase de maior consumo de tempo e recursos. Estas exigências são potencializadas em sistemas agropecuários, onde a dificuldade de realização da tarefa é maior, uma vez que os dados raramente estão numa forma que permita sua relação direta com uma quantidade específica de produto, necessitando, portanto, de modelagem adicional. Além dessas dificuldades, devemos considerar o fato dos dados possuírem uma variabilidade muito grande, devido à diversidade das unidades produtivas, da variabilidade das condições locais de produção e, da não padronização das coletas.

É importante ter em mente que a ACV, por sua natureza, não é uma ferramenta capaz de isoladamente determinar qual produto ou processo é o mais eficiente tanto em relação ao custo quanto em relação a outros fatores, já que não mede, por exemplo, impactos reais ambientais, e sim impactos potenciais (CARVALHO, 2008). Por outro lado, o mesmo autor

considera que as informações resultantes da ACV podem e devem ser utilizadas como mais um componente de um amplo processo decisório que leva em consideração outros fatores.

#### 5.2.6.1 Histórico

As primeiras ideias de análise de ciclos de vida (ACV) de produtos surgiram ainda no século XIX, contudo só tomaram força no século XX. Uma das primeiras publicações envolvendo estudo semelhante ao que hoje se conhece como ACV foi apresentada na *World Energy Conference* em 1963. Neste trabalho foram mostrados os resultados do cálculo de energia cumulativa requerida para a produção de produtos químicos (FAVA et. al. 1991).

O termo Análise do Ciclo de Vida (*Life Cycle Assessment*) foi utilizado primeiramente nos EUA em 1990 conforme Hunt & Franklin (1996). A designação histórica para estes estudos de ciclo de vida, utilizados na Europa e EUA desde 1970, era “*Resource and Environmental Profile Analysis*” (REPA). Diversos autores como Ferreira (2004) e Rocha (2009) salientam que o primeiro REPA foi realizado pelo *Midwest Research Institute* (MRI) dos EUA para a Coca-Cola e tinha como objetivo desenvolver uma análise comparativa entre os diversos tipos de embalagens e definir qual o tipo de recipiente se caracterizava pelo menor lançamento de efluentes no ambiente e consumia menos recursos naturais. Os autores salientam que a grande contribuição deste estudo foi focar outros aspectos ambientais, diferentemente dos estudos realizados na época, os quais somente analisavam o consumo de recursos energéticos.

A partir da década de 1990, o cenário competitivo de globalização deu à ACV destaque por seu potencial de avaliação do desempenho ambiental de bens e processos uma vez que grandes organizações multinacionais tentavam demonstrar ao mercado consumidor a superioridade de seus produtos sobre seus concorrentes imediatos. Com isso, surgiu a necessidade de padronizar seus procedimentos, o que ocorreu no ano de 1997 com a publicação das normas ISO 14040. Ao longo dos anos, entretanto, segundo Goedkoop et. al. (2010) tornou-se claro que esta não é sua melhor aplicação.

A metodologia de ACV foi construída com base nas diversas aplicações desenvolvidas em diferentes países. Para isso, diversas instituições como a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC), participaram ativamente, tanto no desenvolvimento, como, na padronização da metodologia. Weidema (1997) considera que sua aceitação e difusão devem-se ao fato da mesma poder trazer muitos benefícios quando incorporada à rotina das

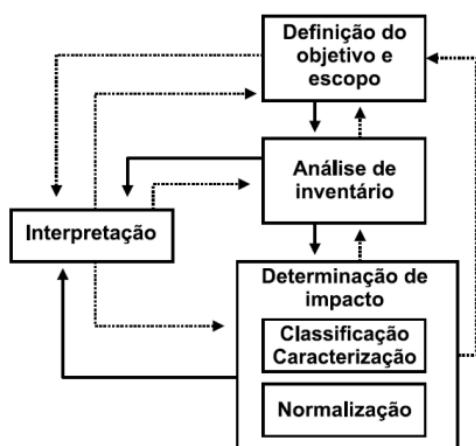


empresas, como ferramenta de auxílio à tomada de decisão, em atividades como compras, gestão de produtos, logística, marketing, administração, planejamento estratégico, etc.

#### 5.2.6.2 Fases

O processo ACV é uma sistemática baseada na abordagem em fases, cuja ordem e interações entre elas estão detalhadas na figura 5, proposta por Berlin (2002).

**Figura 5** – Fases da ACV.



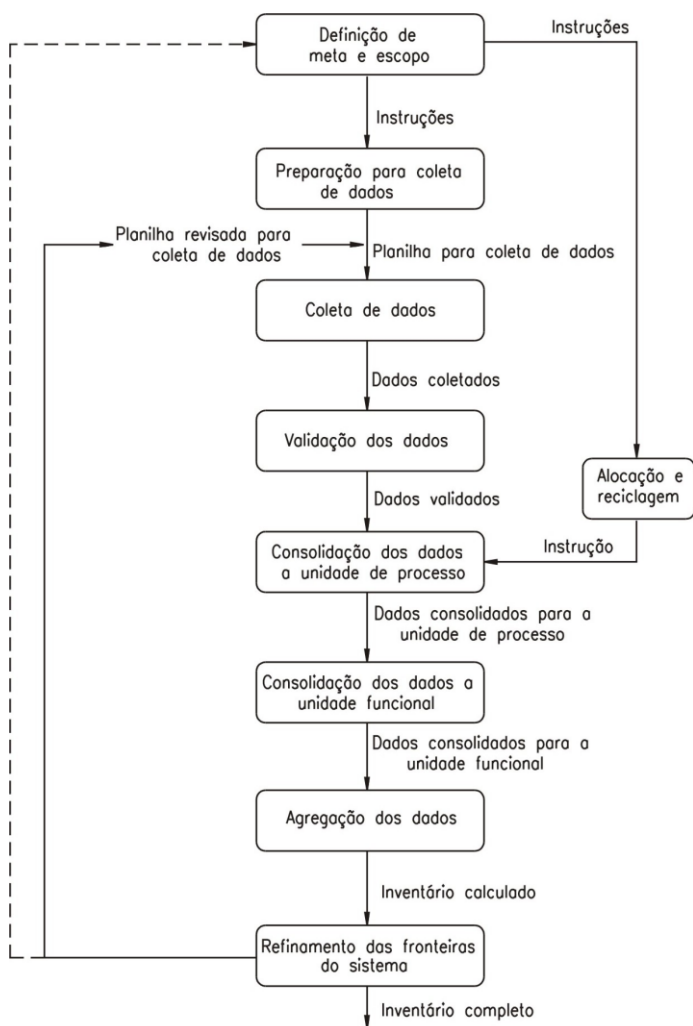
Fonte: Berlin (2002)

**Definição de Objetivos e Escopo** – define e descreve o produto, processo ou atividade. Estabelece o contexto no qual a avaliação é feita e identifica os limites e efeitos ambientais a serem utilizados na avaliação.

Segundo Weidema (1997), esta é a fase de planejamento, nela são determinados os objetivos, o(s) público(s)-alvo (interessados), os recursos necessários e os participantes do estudo. A definição do escopo envolve a descrição do produto a ser pesquisado e de possíveis produtos alternativos. É nesta fase que são determinados os limites da pesquisa (geográfico, temporal, processos analisados, unidade funcional, tecnologia, nível de detalhe da análise, etc.), as categorias e os parâmetros ambientais que serão analisados, assim como a definição da estratégia de coleta de informação. Essas definições são fundamentais para que os resultados da ACV possam ser utilizados.

**Análise de Inventário** – nesta fase são identificadas e quantificadas as entradas e saídas do sistema para o ambiente (emissões para o ar, deposição de resíduos sólidos, descargas de efluentes líquidos). A figura 6 é um exemplo bastante completo desta fase.

**Figura 6** – Análise de inventário



**Fonte:** Rocha (2009) apud Yokote (2003)

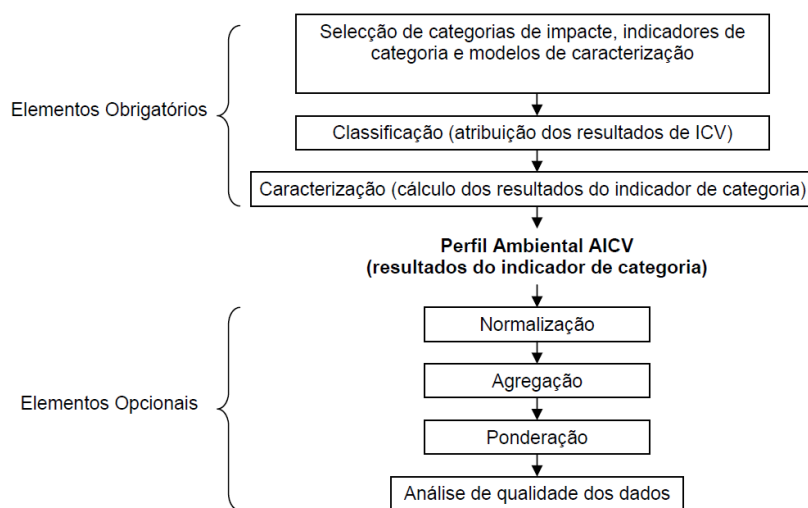
Uma pesquisa preliminar que utilize a informação disponível é capaz de produzir estimativas iniciais sobre os processos e os componentes para os quais não há informação disponível ou acessível (WEIDEMA, 1997). No entanto, autores como Olsson (1999) recomendam cautela, pois embora existam diversas bases de dados que oferecem dados secundários, algumas podem apresentar má qualidade ou obsolescência de informação. Daí a necessidade e a importância da confecção e da atualização de bases de dados que possam ser utilizadas para estes estudos.

É nessa fase também que se normalizam os dados coletados em relação à unidade funcional e são calculadas todas as intervenções ambientais de cada processo. Sistemas de produção complexos, isto é, com muitas inter-relações, tornam vantajosa a utilização de programas (softwares) específicos para a ACV.

**Análise de Impacto** – analisa os efeitos humanos e ecológicos da utilização dos recursos e das descargas ambientais identificadas na análise de inventário.

Nessa fase, as diversas intervenções ambientais são agrupadas e convertidas em impactos ambientais potenciais, os quais podem então ser comparados pela aplicação de pesos. Ainda nessa fase, é realizada a caracterização das intervenções ambientais em relação aos tipos de impactos ambientais conhecidos. Essas três etapas (seleção, classificação e caracterização) são consideradas obrigatórias conforme a norma ISO 14044 (2006) e estão descritas na figura 7. Os elementos opcionais descritos na mesma (normalização, agregação e ponderação) servem para analisar a qualidade dos dados.

**Figura 7** – Elementos da Análise de Impacto do Ciclo de Vida



**Fonte:** Ferreira (2004), adaptado de ISO 14042 (2000)

A análise de impacto foi definida pela SETAC (FAVA et. al., 1991) como sendo um processo técnico, quantitativo ou qualitativo, para caracterizar e avaliar os efeitos das cargas ambientais identificadas no inventário. Para esta fase, os impactos são definidos como as consequências causadas pelos fluxos de entrada e de saída de um sistema na saúde humana, plantas e animais, ou a disponibilidade futura dos recursos naturais.

A análise de impacto pode servir a dois objetivos: (1) tornar os dados de inventário mais relevantes pelo aumento do conhecimento acerca dos potenciais impactos ambientais e; (2) facilitar a agregação e interpretação dos dados de inventário em formas que sejam mais manejáveis e significativas para a tomada de decisão (ROCHA, 2009).

**Interpretação** – avalia os resultados das análises de inventário e de impacto. É a fase final da ACV, onde os resultados são determinados de forma a orientar a produção da conclusão final. Normalmente, uma avaliação da qualidade dos dados é apresentada depois de sua coleta, mas seus resultados devem, ainda, ser revisados e resumidos para posterior interpretação (XAVIER & CALDEIRA-PIREZ, 2004).

A conclusão, segundo Weidema (1997), consiste em uma ou mais recomendações para melhorias, ou substituição de determinado produto. Nessa fase, outros aspectos podem ser acrescentados à informação ambiental, como os argumentos técnicos ou econômicos para a escolha entre várias possibilidades de melhoria de determinado processo.

## **6 SELEÇÃO DE FERRAMENTAS PARA AVALIAÇÕES DE SISTEMAS PASTORIS**

Dado a diversidade das ferramentas disponíveis, a escolha das mesmas com vistas à avaliação de sistemas de produção animal em pastagens deve incluir vários aspectos e define, sobretudo, a pertinência e a aplicabilidade dos resultados obtidos. Como contribuição deste manuscrito, para o adequado desenvolvimento destes procedimentos, procuramos destacar algumas bases conceituais essenciais, peculiaridades a serem consideradas, assim como, sugestões no que se refere à utilização das diferentes ferramentas de avaliação.

Na base de qualquer avaliação de sustentabilidade, deve ser considerada a capacidade da ferramenta em contemplar as quatro condições básicas necessárias para que um sistema seja sustentável (HOLMBERG & ROBERT, 2000): a utilização racional dos recursos naturais; a redução do descarte de compostos artificiais no ambiente; o controle de alterações físicas dos ecossistemas e a satisfação das necessidades humanas de maneira global e não excludente. Como consequência parcial destes postulados, a utilização da ferramenta deve respeitar a premissa de base de qualquer avaliação ambiental que consta do equilíbrio de massa e energia.

A não observância desses requisitos tem originado desvios de direção lamentáveis em projetos de desenvolvimento sustentável, bem como, resultados errôneos em termos absolutos ou devidos a problemas de interpretação. Distorções desta natureza podem ocorrer devido a questões políticas que de certa forma interferem nas discussões técnico-científicas e ambientais, como também, em função de diferenças de enfoque ou de premissas que embasam a definição de parâmetros utilizados, por exemplo, na definição de cenários futuros. Nestes casos, o conhecimento do tipo de perspectiva (otimista, pessimista ou intermediária) adotada na ferramenta, conforme descritos por Goedkoop et. al. (2010) e sua adequação com as características do sistema avaliado são fundamentais.

Contrariamente, o maior entendimento a nível local de mecanismos, tais como, os fluxos dos principais elementos químicos (C, N e P) pode aumentar sobremaneira a precisão das estimativas, aproximando-se do que realmente ocorre na situação em questão. Estimativas do balanço de carbono em sistemas pastoris ilustram, por exemplo, estas aparentes contradições: a partir das premissas gerais sugeridas pelo IPCC (2006) o teor de CO<sub>2</sub> emitido pelos animais é considerado zero, devido ao fato do carbono que o originou ter sido retirado da atmosfera através do mecanismo de fotossíntese pela planta; no entanto, o teor de CH<sub>4</sub> emitido é considerado no cálculo das emissões devido à sua relevância (ou à importância a ele atribuída nas estimativas de longo prazo) ao passo que o carbono total contido na biomassa aérea e radicular não é computado, como tal, no cálculo das remoções. Estas estimativas quando realizadas com base nos teores de carbono dos diferentes componentes destes sistemas (solo, plantas, animais, água e atmosfera), bem como, nos valores das respectivas trocas gasosas e líquidas que os caracterizam, produzem resultados mais precisos, além de permitirem o cômputo mais adequado das diferentes contribuições.

A consideração das peculiaridades do sistema a ser avaliado, bem como, de sua situação geográfica, incluindo aspectos climáticos e culturais representa condição *sine qua non* para a escolha adequada da ferramenta a ser utilizada, bem como, dos parâmetros, métodos e versões da mesma, quando for o caso.

A produção pastoril sul-brasileira, por exemplo, caracteriza-se por apresentar: alto potencial de produção forrageira, devido ao fato das condições climáticas (clima subtropical úmido), permitirem a produção na mesma área de espécies tropicais e temperadas, resultando na oferta de forragem de qualidade o ano todo; alta estocagem potencial de carbono devido à ocorrência de temperaturas amenas e alta umidade do solo, em áreas baixas (CORDEIRO, 2010); formação étnico-cultural fortemente relacionada à produção primária; adoção de plantio

direto como prática corrente de melhoramento de pastagens e de implantação de culturas anuais; alto potencial para certificação de produtos e desenvolvimento de atividades de *marketing* ambiental.

Nesta condição, a utilização de ferramentas mais pontuais como o Fator X ou a Pegada Ecológica (de Carbono ou de Água), permite a disponibilização de informação referente a questões específicas num curto espaço de tempo. No entanto, a análise do sistema como um todo fica prejudicada, pois um sistema que apresente altos valores de pegada ecológica pode se caracterizar por baixas emissões de GEE por unidade de área e vice-versa, como elucidado em diversos estudos (ARSENAULT et. al., 2009; MULLER-LINDENLAUF et. al., 2010; NEMECEK et. al., 2011; entre outros). Neste caso, a adoção de uma ferramenta mais abrangente, como o Painel de Sustentabilidade ou a Análise de Ciclo de Vida, permite, segundo Mueller-Lindenlauf et. al. (2010), uma avaliação mais adequada do conjunto de impactos potenciais que caracterizam o sistema, bem como, de suas diferentes possibilidades.

No que se refere à utilização de ferramentas que incluam a avaliação da categoria de impacto aquecimento global sugere-se: computar, quando pertinente, emissões ou remoções de C da atmosfera devido a mudanças de uso da terra, conforme sugerido por diferentes autores (HALBERG et. al, 2005; NGUYEN et. al, 2009; GAVRILOVA et. al, 2010; SCHMIDINGER & STEHFEST, 2012), pois, sua omissão pode produzir inversões de tendências e conclusões equivocadas; atentar para atualizações no que tange a consideração dos estoques temporários de C na biomassa no cômputo das remoções da atmosfera, incorporados no PAS 2050 (BSICT, 2008), no ILCD Handbook (EC/JRC/IES, 2010) e no protocolo WBCSD & WRI (2009), devendo também compor a norma ISO 14067 (WUEHRL, 2010), com edição prevista para 2014; ressalta-se, no entanto, que o potencial de aquecimento global (GWP) varia com o horizonte de tempo, segundo Basset-Mens et. al., (2009): uma redução de 100 para 20 anos resulta em incremento do GWP de 92%, enquanto que um aumento de 100 para 500 anos reduz o GWP em 54%.

No caso da utilização de ACV para avaliação ou comparação de diferentes sistemas de produção animal em pastagens é sugerido, se possível: a modelização do sistema de forma a incluir todas as categorias animais, durante a totalidade da vida produtiva dos animais, de forma a permitir uma maior representatividade do mesmo; a inclusão das diferentes categorias cujos impactos sejam significativos nos sistemas avaliados, o que vai condicionar a escolha do método utilizado para a análise dos impactos do ciclo de vida; a escolha do método de análise de impactos mais atual e abrangente (que inclua, de preferência, a avaliação de *midpoints* e

*endpoints*) que contemple as categorias selecionadas; atentar para a atualização dos fatores de caracterização, particularmente, no que se refere à conversão de CH<sub>4</sub> de origem biogênica em unidades de CO<sub>2</sub> eq., cujos valores têm sido objeto de diferentes controvérsias (FLOOD, 2011) e têm sofrido frequentes atualizações (GOEDKOOOP et. al., 2009).

Independente da ferramenta utilizada cabe ressaltar a importância da proposição de parâmetros regionais ou nacionais, que possam ser utilizados na caracterização de sistemas pastoril de produção, de forma a valorizar suas peculiaridades, permitir um maior entendimento de suas performances produtivas e ambientais e servir de base para a proposição de melhorias.

## **7 CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Para transformar o conceito de desenvolvimento sustentável em prática, faz-se necessário compreender melhor os processos humanos e naturais que estão relacionados aos problemas ambientais, econômicos e sociais. Com base neste princípio, a escolha das ferramentas de avaliação da sustentabilidade, segundo Van Bellen (2005) deve considerar: (a) as dimensões contempladas pelas mesmas; (b) seus campos de aplicação; (c) as formas de utilização dos dados – este aspecto está relacionado não só ao tipo de dados que as mesmas comportam, mas também à forma com que estes são processados nas avaliações; (d) a forma e a intensidade de participação de diferentes atores sociais na elaboração dos sistemas e; (e) as características dos sistemas como um todo, incluindo o grau de complexidade, a transparência e a estrutura de apresentação das ferramentas, bem como, seu potencial pedagógico em termos de educação ambiental. Segundo Jesinghaus, (1999), estes últimos fatores são pontos fundamentais de qualquer ferramenta de avaliação de sustentabilidade.

As ferramentas mais atuais apresentam características gerais semelhantes, como a incorporação de diversas dimensões da sustentabilidade, a agregação de índices para formar indicadores compostos e a capacidade de interpretação de informações diversas. Com base em indicadores associados às referidas dimensões, os resultados obtidos informam se os sistemas avaliados apontam ou não para a mesma. Porém, as diferentes ferramentas de avaliação apresentam especificidades que devem ser fortemente consideradas no momento de se optar por sua utilização.

## REFERÊNCIAS

- ADRIAANSE, A. et al. **Resource flows: the material basis of industrial economies.** Washington, USA: World Resources Institute, 1997. Disponível em: <[http://pdf.wri.org/resourceflows\\_bw.pdf](http://pdf.wri.org/resourceflows_bw.pdf)>. Acesso em: 12 jan. 2012.
- ALMEIDA, M. H. S. P. **Análise econômico-ambiental da intensificação da pecuária de corte no Centro-Oeste brasileiro.** 2010. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ, Piracicaba, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11132/tde-25052010-085107/pt-br.php>>. Acesso em: 20 jan. 2013.
- ARSENAULT, N.; TYEDMERS, P.; FREDEEN, A. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. **International Journal of Agricultural Sustainability**, Clevedon, v. 7, n. 1, p. 19-41, 2009.
- BARTL, K.; GÓMEZ, C. .; NEMECEK, T. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 19, n. 13, p. 1494-1505, sep. 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611001260>>. Acesso em: 14 fev. 2013.
- BASSET-MENS, C. et al. Uncertainty of global warming potential for milk production on a New Zealand farm and implications for decision making. **International Journal of Life Cycle Assessment**, London, v. 14, n. 7, p. 630-638, nov. 2009.
- BERLIN, J. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. **International Dairy Journal**, Barking, v. 12, n. 11, p. 939-953, nov. 2002.
- BOSEL, H. **Indicators for sustainable development: theory, method, applications: a report to the Balaton Group.** Winnipeg: IISD, 1999.
- BRATT, C. et al. Assessment of eco-labelling criteria development from a strategic sustainability perspective. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 19, p. 1631-1638, 2011.
- CAPPER, J. L. et al. E. Increased production reduces the dairy industry's environmental impact. In: ANNUAL TRI-STATE DAIRY NUTRITION CONFERENCE, 18., 2009, Ft Wayne. **Proceedings...** Ft Wayne, 2009(a). p. 55-66.
- \_\_\_\_\_. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007 **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, n. 6, p. 2160-2167, 2009(b).
- CARAMORI, P. H. et al. Diagnóstico da agrometeorologia operacional no Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 363-371, 2002.
- CARVALHO, P. G. C. A. **Aplicação do Programa SimaPro na avaliação do impacto ambiental causado na produção e exploração offshore de petróleo.** 2008. 64 f. (Projeto



Final de Curso) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **Índices nacionais e regionais de exportação do agronegócio**. 2008. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/macro/>>. Acesso em: 11 fev. 2012.

CNA – Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária. Disponível em: <<http://www.canaldoprodutor.com.br/home/comissao/182/pecuaria-de-corte#wrapper>>. Acesso em: 02 abr. 2012.

COHEN, S. et al. Climate change and sustainable development: towards dialogue. **Global Environmental Change**, Guildford, v. 8, n. 4, p. 341– 371, 1998.

CORDEIRO, A. P. A. **Tendências climáticas das variáveis meteorológicas originais, estimadas e das derivadas no balanço hídrico seriado do Rio Grande do Sul**. 2010. 296 f. Dissertação (Mestrado em Agrometeorologia) Pós-Graduação em Fitotecnia - Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000767985&loc=2011&l=9f5bd766c5062734>>. Acesso em: 26 nov. 2012.

ELKINGTON, J. **Sustentabilidade, canibais com garfos e facas**. São Paulo: M. Books do Brasil, 1999. 488 p.

FAVA, J. A. et al. (Ed.). **A technical framework for life-cycle assessment**. Washington: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1991. 156 p.

FERREIRA, J. V. R. **Análise do ciclo de vida dos produtos: gestão ambiental**. Lisboa: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. 80 p.

FLOOD, W. The methane mis conceptions. **Energy & Environment**, Brentwood, v. 22, n. 3, p. 233-239, 2011.

FNP – Inform economics. South America. **Consultoria e informações em agronegócios**. Disponível em: <<http://www.informaecon-fnp.com/>>. Acesso em: 18 nov. 2011.

GAWOR, L. Globalization and its Alternatives: antiglobalism, alterglobalism and the idea of sustainable development. **Sustainable Development**, [Chichester], v. 16, p. 126-134, 2008.

GLAVIC, P.; LUKMAN, R. Review of sustainability terms and their definitions. **Journal of Cleaner Production**. Amsterdam, v. 15, p. 1875-1885, 2007.

GOEDKOOPE, M. J. et al. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [S.l.: s.n.], 2009. Disponível em : <<http://www.lcia-recipe.net>>. Acesso em: 26 abr. 2012.

\_\_\_\_\_. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. [S.l.: s.n.], 2010. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>>. Acesso em 26 dez. 2011.

GAVRILOVA, O. et al. International trade and Austria's livestock system: direct and hidden carbon emission flows associated with production and consumption of products. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, p. 920–929, 2010.

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing organic, intensive and extensive grassland farming in southern Germany by process Life Cycle Assessment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 43-53, 2001.

HALBERG, N. et al. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. **Livestock Production Science**, Amsterdam, v. 96, p. 33–50, 2005.

HARDI, P., ZDAN, T. J. **The dashboard of sustainability**: draft paper. Winnipeg: IISD, 2000.

HOLMBERG, J., ROBERT, K-H. Backcasting from non-overlapping sustainability principles — a framework for strategic planning. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, Lancs, v. 7, p. 291-308, 2000.

HUNT, R.; FRANKLIN, E. Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, London, v. 1, n. 1, p. 4–7, 1996.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agro 2006**: IBGE revela retrato do Brasil agrário. Brasília, 2009. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1464&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1464&id_pagina=1)>. Acesso em: 20 de novembro de 2012.

IETA. International Emissions Trading Association. Disponível em <<http://www.ieta.org/>>. Acesso em: 15 nov. 2011.

ILCD handbook (EC/JRC/IES, 2010) handbook - general guide for life cycle assessment - detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. Disponível em: <<http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/><. Acesso em: 15 fev. 2012.

IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Agriculture, forestry and other land use**: emissions from livestock and manure management. Hayama, 2006. v. 4, p. 1-89.

ISO 14040 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – principles and framework**. London: British Standards Institution. 2006.

ISO 14044 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines**. London: British Standards Institution. 2006.

JESINGHAUS, J. **Case study**: the European environmental pressure indices project. Costa Rica: International Institute for Sustainable Development, 1999. Paper Prepared for the Workshop “Beyond delusion: Science and Policy Dialogue on Designing Effective Indicators of Sustainable Development”.

LEITE, J. G. D. B. **Inovação tecnológica na agricultura como estratégia de adaptação às mudanças climáticas**: um estudo de caso. 2008. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Administração, Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/15016/000673669.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 25 abr. 2012.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de gases de efeito estufa na queima de resíduos agrícolas. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006a. 108 p. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima>>. Acesso em: 15 fev. 2012.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de metano na pecuária. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006b. 77 p. Disponível em: <[http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0008/8806.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8806.pdf)>. Acesso em: 02 fev. 2012.

LUMLEY, S.; ARMSTRONG, P. Some of the nineteenth century origins of the sustainability concept. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, p. 367-378, 2004.

MARTINS, P. C. A importância da qualidade do leite. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO INTENSIVA DE LEITE (INTERLEITE), 7., 2005, Uberlândia, MG. **Anais...** Passo Fundo, 2005. p. 47-53. 1 CD-ROM.

MEBRATU, D. Sustainability and sustainable development: historical and conceptual review. **Environment Impact Assessment Review**. New York, v. 18. p. 493-520. 1998.

MUELLER-LINDENLAUF, M.; DEITERT, C.; KOEPKE, U. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 140-148, 2010.

NEMECEK, T. et al. Life cycle assessment of swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. **Agricultural Systems**, Barking, v. 104, p. 233-245, 2011.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 18, p. 756-766, 2010.

OLSSON, P. (Ed.). **LCA net food**: final document. Göteborg: LCAnet Food, 1999. 25 p. Disponível em: <<http://www.lca-net.com/>>. Acesso em: 10 mar. 2012.

PAS 2050 (BSICT, 2008) - British Standards Institute and the Carbon Trust. **PAS 2050:2008** specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London: British Standards Institute, 2008.

PETERS, G. M. et al. Assessing agricultural soil acidification and nutrient management in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 16, p. 431-441, 2011.

PNMC. **Decreto 7390 de 09 / 12 / 2010**. Regulamenta o Plano Nacional de Mudanças Climáticas. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm)>. Acesso em 02 de abril de 2012.

PRESCOTT-ALLEN, R. **Barometer of sustainability**: measuring and communicating wellbeing and sustainable development. Cambridge: IUCN, 1997.

\_\_\_\_\_. **Assessing progress toward sustainability**: the system assessment method illustrated by the wellbeing of nations. Cambridge: IUCN, 1999.

\_\_\_\_\_. **The wellbeing of nations**: a country-by-country index of quality of life and the environment. Washington: Island Press, 2001.

ROBERT, K. H. Tools and concepts for sustainable management, how do they relate to a general framework for sustainable development, and for each other? **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 8, p. 243-254, 2000.

ROBERT, K. H. et al. Strategic sustainable development – selection, design and synergies of applied tools. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 10, p. 197-214, 2002.

ROBINSON, J. Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 48, p. 369-384, 2004.

ROCHA, M. H. **Uso da Análise do Ciclo de Vida para Comparação do Desempenho Ambiental de Quatro Alternativas para Tratamento da Vinhaça**. 2009. 234 f. Dissertação (Mestrado em Conversão de Energia) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2009.

SCHMIDINGER, K.; STEHFEST, E. Including CO2 implications of land occupation in LCAs-method and example for livestock products. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 17, p. 962-972, 2012.

SCHMIDT-BLEEK, F. **MIPS and factor 10 for a sustainable and profitable economy**. Germany: Wuppertal Institute, 1997.

SCHMIDT-BLEEK, F. Revolution in Resource Productivity for a Sustainable Economy: a new research agenda. **Fresenius Environmental Bulletin**, Basel. v. 2, p. 485-490, 1994.

SHRIVASTAVA, P. Castrated environment: greening organization studies. **Organization Studies**, v. 15, n. 5, p. 705-726, 1994.

SORIO, A. Sustentabilidade nos sistemas de produção de bovinos: visão administrativa sobre o método Voisin. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 2, n. 3, 2008. Disponível em: <[http://www.fazendaecologica.com.br/framework/fw\\_files/cliente/fazendaecologica/ged/lt\\_biblioteca/28/1\\_14\\_18\\_31\\_201077172412.pdf](http://www.fazendaecologica.com.br/framework/fw_files/cliente/fazendaecologica/ged/lt_biblioteca/28/1_14_18_31_201077172412.pdf)>. Acesso em: 25 dez. 2011.

TENCATI, A.; ZSOLNAI, L. The collaborative enterprise. **Journal of Business Ethics**, Dordrecht, v. 85, p. 367-376, 2009.

VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento Sustentável: Uma Descrição das Principais Ferramentas de Avaliação. **Ambiente & Sociedade**, Ribeirão Preto, v. 7, n. 1, 2004.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade**: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 2005. 256 p.

VIGLIZZO, E. F. et al. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of the Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 117, p. 109–134, 2006.

VILELA, D.; RESENTE, J. C. Irrigação de pastagens em fazendas de leite: conceitos técnicos e econômicos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO INTENSIVA DE LEITE, 6., 2003, Uberaba, MG. **Anais...** São Paulo, 2003. p. 31-47. 1. CD-ROM.

VON WEIZSÄCKER, E.U.; LOVINS, A. B.; LOVINS, L. H. **Factor four**: doubling wealth, halving resource use. London: Earthscan Publications, 1997

\_\_\_\_\_. **Factor vier**: doppelter wohlstand: halbierter natur verbrauch. Munich: Droemer Knaur. 1995.

WEIDEMA, B. P. **Environmental assessments of products**: a textbook on life cycle assessment. Helsinki: The Finnish Association of Graduate Engineers TEK, 1997. 93 p.

World Commission on Environment and Development (WCED). **Our common future**: the Report of the World Commission on Environment and Development. New York: Oxford University Press, 1987.

WUEHRL, K. ISO 14067: carbon footprint of products. In: BRANDÃO, M.; LEVASSEUR, A. **Assessing temporary carbon storage in life cycle assessment and carbon footprinting**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. p. 58.

XAVIER, J. H. V.; CALDEIRA-PIRES, A. Uso potencial da Análise de Ciclo de Vida de Produtos (ACV) para a caracterização de impactos ambientais na agricultura. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 21, n. 2, p. 311-341, mai./ago. 2004.

XAVIER, J. H. V.; et al. Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas de produção da agricultura familiar em Unaí, MG: resultados econômicos e impactos ambientais. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 547-586, set./dez. 2005.



## **CAPÍTULO 3**





## Performance ambiental da produção de bovinos de corte em dois sistemas pastoris típicos do sul do Brasil<sup>7</sup>

Autora: Milene Dick<sup>8</sup>

Orientador: Prof. Dr. Homero Dewes

Co-orientador: Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### RESUMO

A importância de setor primário no contexto geral das atividades humanas é indiscutível, seja no fornecimento de alimentos, na garantia de empregos e renda ou mesmo como parte das paisagens e ecossistemas locais. Esta relevância potencializa as cobranças por parte da sociedade quanto aos impactos ambientais das suas diferentes atividades, sobretudo, no que se refere à produção de ruminantes no contexto atual das mudanças climáticas. Neste contexto, foram caracterizados os impactos ambientais da bovinocultura de corte sul-brasileira através do método de análise de ciclo de vida. Dois sistemas de produção típicos da região, denominados extensivo (SE) e melhorado (SM) foram analisados em relação: (a) ao aquecimento global e (b) ao uso da terra; (c) à depleção das águas, (d) de minerais e (d) de combustíveis fósseis e; (e) à acidificação terrestre e (f) à eutrofização das águas. A base para a construção de ambos os sistemas foi um rebanho originado a partir de 100 fêmeas e quatro machos desmamados e sua progênie durante a vida produtiva desses animais (12 anos), bem como as áreas de terras, os insumos externos e demais recursos naturais e tecnológicos necessários a seu funcionamento. A avaliação dos dois sistemas mostrou maiores valores de emissão de gases de efeito estufa (GEE), de uso da terra e de depleção das águas no SE em comparação aos obtidos para o SM (22,5 e 9,16 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV; 234,78 e 21,03 m<sup>2</sup>a / kg GPV; e 0,217 e 0,0949 m<sup>3</sup> / kg GPV, respectivamente). Estas variações foram atribuídas, ao tempo de permanência dos animais em cada sistema, bem como, à qualidade e produção das pastagens. Com relação à depleção de minerais e à acidificação terrestre, o SE apresentou menores impactos potenciais que o SM (0,000519 e 0,0536 kg Fe eq. / kg GPV e 0,0015 e 0,221 kg SO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente), devidos, principalmente, à implantação de pastagens e ao fornecimento de sal aos animais. Por fim, os valores de eutrofização das águas e de depleção de combustíveis fósseis foram maiores no SE que no SM (0,00383 e 0,00219 kg P eq. / kg GPV e; 0,0042 e -0,1255 kg oil eq. / kg GPV, respectivamente). Ao passo que a perda de nutrientes da pastagem por escoamento e lixiviação definiu os valores de eutrofização, a introdução de leguminosas foi determinante no que tange o uso de combustíveis fósseis. A diversidade dos resultados obtidos permite um melhor conhecimento dos impactos ambientais dos sistemas produtivos em termos amplos, dando subsídios para um maior entendimento das singularidades regionais, necessário para a proposição de alternativas de mitigação de seus efeitos. Entretanto, os valores apresentados não devem ser tomados como padrões absolutos da produção de bovinos de corte do Sul do Brasil. Sua proposição visa contribuir para uma maior compreensão da mesma no contexto da sustentabilidade com vistas a uma nova perspectiva: uma pecuária onde se busque não somente melhorias produtivas, mas também vantagens de natureza social e ambiental.

**Palavras-chaves:** Campo nativo. Categorias de impacto ambiental. Desenvolvimento sustentável. Fermentação entérica. Metano. Pastagem hiberna. Pecuária em pastagens.

---

<sup>7</sup> Artigo a ser submetido para publicação.

<sup>8</sup> E-mail para contato: milenedick@yahoo.com.br



## **Environmental performance of beef production in two typical grassland systems of southern Brazil**

**Author:** Milene Dick

**Adviser:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-adviser:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### **ABSTRACT**

The importance of the primary sector in the overall context of human activities is undisputed, whether in the food supply, securing jobs and income or even as part of landscapes and local ecosystems. This relevance enhances the charges by society as the environmental impacts of its various activities, especially in relation to ruminant production amid the current problems of climate changes. In this context, it was characterized the environmental impacts of beef cattle from southern Brazil through the method of Life cycle analyses. It was analyzed two production systems typical of this region, called extensive system (ES) and improved system (IS), in relation to: (a) global warming and (b) land use, (c) the depletion of the water, (d) minerals and (d) fossil fuels, and (e) the terrestrial acidification and (f) the eutrophication of waters. The basis for the construction of both systems was a herd originated from 100 females and four males weaned and their progeny during the productive life of these animals (12 years), as well as land areas, the external inputs and other natural resources and technology necessary to its operation. The evaluation of these two systems presented higher values of Greenhouse gas emissions (GHG), land use and depletion of water in ES compared to those obtained for the IS (22.5 and 9.16 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg LWG; 234.78 21.03 m<sup>2</sup>a and / kg LWG, and 0.217 and 0.0949 m<sup>3</sup> / kg LWG, respectively). These variations were attributed to the time of permanence of animals in each system, as well as to the quality and production of pastures. Concerning mineral depletion and terrestrial acidification, the ES presented lower potential impacts that IS (0.000519 and 0.0536 kg Fe eq. / Kg LWG and 0.0015 and 0.221 kg SO<sub>2</sub> eq. / Kg LWG, respectively), mainly due to the deployment of pastures and the supply of salt to animals. Finally, the values of water eutrophication and depletion of fossil fuels were higher in ES than in IS (0.00383 and 0.00219 kg eq. / Kg and LWG; 0.0042 and -0.1255 kg oil eq. / kg LWG, respectively). While the loss of nutrients from pasture by runoff and leaching defined the values of eutrophication, it was decisive the introduction of leguminous regarding the use of fossil fuels. The diversity of the obtained results allows a better understanding of the environmental impacts of production systems, in broad terms, giving subsidies to a greater understanding of regional singularities. It is necessary for proposing alternatives to mitigate its effects. However, the figures should not be taken as absolute standards for the production of beef cattle in southern Brazil. Its proposal aims to contribute to a greater understanding of it, concerning the context of sustainability, with a view to a new perspective: a livestock that seek not only productive improvements, but also social and environmental advantages.

**Key words:** Enteric fermentation. Environmental impact categories. Livestock grazing. Methane. Native grassland. Sustainable development. Winter pasture.



## 1 INTRODUÇÃO

Os problemas ambientais evidenciados nas últimas décadas, com consequências negativas para a humanidade, têm alertado diferentes agentes e setores da sociedade quanto à finitude dos recursos naturais, propalada há alguns séculos, mas só recentemente assimilada como tão ou mais importante que o desempenho econômico das atividades. Assim, termos como desenvolvimento sustentável<sup>9</sup>, têm sido recorrentes nas definições de rumos e possibilidades que orientam a adoção de políticas públicas e práticas produtivas em diferentes níveis da sociedade. Desta maneira, discussões quanto à sustentabilidade das diferentes atividades humanas, em seu sentido amplo, ganham destaque (ROBERT, 2000), sobretudo no setor primário que, por sua relevância, vem se tornando alvo de críticas e cobranças, sobretudo, no que se refere à produção de ruminantes e sua relação com o aquecimento global.

Neste contexto, o Brasil encontra-se numa posição de destaque, uma vez que os sistemas de criação ocupam cerca de 160 milhões de hectares (IBGE, 2006) e abrigam o maior rebanho bovino comercial do mundo (FNP, 2011), mantido quase que exclusivamente em pastagens com uma utilização ínfima de insumos externos às unidades produtivas em comparação ao que ocorre nos países desenvolvidos. Em meio a isso, a Região Sul, com sua vocação pecuária manifestada desde o início de sua colonização e uma economia, ainda hoje, fortemente baseada na produção primária (CNA, 2012), se encontra em uma situação privilegiada, dada sua condição climática que permite a manutenção dos animais em pastagens de alta qualidade, durante todos os meses do ano.

Estas características favorecem a aplicação de práticas melhoradoras da produção, associadas a vantagens ambientais e, fazem com que os custos produtivos estejam entre os mais baixos do mundo (CEPEA, 2008). A análise da sustentabilidade destes sistemas, com vistas à escolha de práticas mais adequadas pode, segundo Robert (2000), ser facilitada pela utilização de ferramentas que auxiliam a determinação do alinhamento de diferentes atividades com os princípios do desenvolvimento sustentável: ambientalmente correto, socialmente justo e economicamente viável. Entre estas, podemos destacar a Análise de Ciclo de Vida (ACV) devido à: sua amplitude no que se refere a categorias e indicadores de impactos ao meio ambiente; sua difusão mundial, sendo reconhecida e utilizada por diferentes grupos e

---

<sup>9</sup> O Relatório de Brundtland (Our Common Future) de 1987 define o DS como “O desenvolvimento que procura satisfazer as necessidades da geração atual, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem as suas próprias necessidades”.

localidades para o estudo de sistemas produtivos; seu escopo que envolve como o próprio nome refere aspectos associados ao produto durante todo seu ciclo de vida (GOEDKOOOP et. al., 2010).

Neste contexto, o presente trabalho teve o intuito de caracterizar os impactos ambientais de dois sistemas de produção de bovinos de corte típicos da Região Sul do Brasil, determinados com base em informações obtidas a partir de dados bibliográficos e relatos de agentes ligados à atividade, em termos de: (a) aquecimento global; (b) uso da terra; (c) depleção das águas; (d) depleção de minerais; (e) depleção de combustíveis fósseis; (e) acidificação terrestre e; (f) eutrofização das águas.

## 2 METODOLOGIA

### 2.1 DESCRIÇÃO DOS SISTEMAS

A Região Sul do Brasil, segundo dados do IBGE (2010), possui um rebanho bovino de 27,88 milhões de cabeças, correspondendo a 13,1% do total brasileiro. O clima é caracterizado como subtropical úmido com verões quentes e invernos frios, sendo a média anual das temperaturas de 18,8°C e o índice pluviométrico de 1672 mm / ano (Cordeiro, 2010). Os sistemas de criação baseiam-se na utilização de pastagens nativas, onde dominam segundo Primavesi (1986): grama forquilha (*Paspalum notatum*), capim ramirez (*Paspalum guenoarum*), grama-comprida (*Paspalum dilatatum*), grama missioneira (*Axonopus compressus*), briza (*Briza minor*), bromus (*Bromus* sp.), entre outras. Também observa-se a presença de espécies cultivadas, entre as quais destacam-se: azevém (*Lolium multiflorum*), aveia (*Avena sativa*) e centeio (*Secale cereale*), como principais gramíneas e os trevos (*Trifolium* sp.) e o cornichão (*Lotus corniculatus*), como principais leguminosas (LIMA et. al., 2006).

A produção das pastagens é fortemente afetada por variações climáticas, tornando os sistemas extensivos ou tradicionais, baseados no uso exclusivo de pastagens naturais muito susceptíveis a flutuações sazonais do suprimento de alimento e da qualidade das pastagens, o que resulta em um padrão de ganho de peso nas estações quentes e perda de peso nas estações frias. O custo da utilização de alimentação suplementar (alimentos concentrados, silagem ou feno), o envolvimento e conhecimento necessários para a introdução de espécies melhoradoras,

bem como, questões culturais são fatores que podem ser elencados como causa da baixa eficiência produtiva destes sistemas. Tais aspectos, aliados a problemas diversos de natureza sanitária e reprodutiva comprometem o desempenho geral da bovinocultura regional.

Em função disso, a proposição de sistemas melhorados tem, na maioria dos casos, como foco prioritário, a minimização dos impactos da estacionalidade de produção forrageira, através da introdução de espécies forrageiras hibernais, a fim de aumentar a produção forrageira durante os períodos de baixo crescimento das pastagens naturais.

A descrição destas duas situações típicas da região, denominadas neste estudo sistema extensivo (SE) e sistema melhorado (SM), foi realizada com base em dados e referências bibliográficas (ZIMMER & EUCLIDES FILHO, 1997; LOBATO, 1999; EUCLIDES FILHO, 2000; CORRÊA et. al., 2001; OLIVEIRA et. al., 2006; LIMA et. al., 2006; KICHEL et. al., 2011; entre outros), bem como, em informações obtidas a partir de diferentes agentes ligados à atividade.

### **2.1.1 Sistema extensivo**

Esta modalidade representa o sistema pastoril tradicional sul-brasileiro e suas peculiaridades. Sua principal característica consta da utilização de grandes extensões de terra com pouca ou nenhuma subdivisão, onde os animais são mantidos em pastejo contínuo em campo nativo durante todas as épocas do ano, recebendo muito pouca ou nenhuma suplementação. As áreas de pastagem muitas vezes apresentam degradação em função da baixa oferta de forragem, com a presença de áreas de solo descoberto e de erosão, a proliferação de cupinzeiros, bem como, o acúmulo de “palhada” de plantas menos palatáveis que tendem a aumentar sua participação, em função da seleção da dieta pelos animais. Os índices produtivos (ganho de peso, natalidade, etc.) são baixos levando a uma permanência exagerada dos animais no sistema.

A unidade produtiva simulada é composta por um rebanho originado a partir de 100 fêmeas e quatro machos desmamados com uma idade média de 06 meses e peso ao desmame de 150 e 170 kg, respectivamente, e de sua progênie durante o período de vida produtiva dessas fêmeas, considerando uma taxa de descarte de 20 % ao ano, durante um período de 12 anos, determinado em função da disponibilidade de animais para reposição. Foi considerada uma taxa de desmame de 55% (LIMA et. al., 2006) e de 4% de mortalidade pós-desmame (EUCLIDES FILHO, 2000). O ganho de peso no primeiro ano foi estimado em 0,1 kg / dia, sendo de 0,23

kg / dia (KICHEL et. al., 2011 modificado) após este período, e a idade à primeira cria fixada em 48 meses (EUCLIDES FILHO, 2000). Foi determinado um peso médio de abate de 440 kg para os machos e 420 kg para as fêmeas.

Quanto à produção de forragem, foi estimada uma produção média de 3000 kg MS / ha / ano. A digestibilidade foi estipulada em 47%, o valor de Ym (fator de conversão da energia bruta ingerida em metano) em 7,2, enquanto o consumo médio por animal adulto foi de 8,1 kg MS / animal / dia – característico de forragens de média e baixa qualidade (NRC, 2000). A modalidade de manejo adotada foi o pastejo contínuo, caracterizado por uma alta relação terra / animal, com pouca ou nenhuma subdivisão, resultando numa eficiência de utilização de forragem de 50% (SANTOS et. al., 2011, modificado). Com estes valores, a lotação média anual obtida foi de 0,51 UGM / ha, sendo 1 UGM = 450 kg. Assim, levando-se em conta o número médio de animais por ano, foram necessários 275,77 ha, para o adequado funcionamento do sistema de produção.

### **2.1.2 Sistema melhorado**

O sistema melhorado caracteriza-se, principalmente, pela introdução de espécies forrageiras adaptadas à região e melhorias de manejo das pastagens, de custo relativamente baixo, com o intuito de corrigir a escassez sazonal de alimento observada no sistema de produção tradicional durante os meses mais frios do ano, melhorando assim os índices produtivos. Para tanto, o sistema contempla a sobressemeadura de gramíneas e leguminosas de inverno e pastoreio rotativo com troca semanal de poteiros, resultando numa eficiência de utilização de forragem estimada em 70%.

A evolução do rebanho foi realizada de maneira similar ao observado no SE, tendo como ponto de partida 100 terneiras e quatro terneiros, desmamados com uma idade média de seis meses, e término após 12 anos, a fim de permitir a análise comparativa dos dois sistemas. Os pesos de desmama foram estimados em 190 e 210, para fêmeas e machos, respectivamente (OLIVEIRA et. al., 2006) e a taxa média de descarte em 12,5%; o ganho de peso proposto foi de 0,2 kg / dia para o primeiro ano e de 0,6 kg / dia no restante de período; as taxas de desmame e de mortalidade foram estimadas em 78% e 1% (EUCLIDES FILHO, 2000), respectivamente; a idade à primeira cria foi de 30 meses (KICHEL et. al., 2011) e as fêmeas e machos chegam ao peso de abate aos 26 meses com 480 e 500 kg.



Com relação à implantação da pastagem, foram considerados os seguintes procedimentos: uma roçada por ano, uma aplicação de 2 ton / ha de calcário a cada seis anos e aplicação de fertilizantes à base de fósforo (P) e potássio (K) - 100 kg / ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> como superfosfato triplo; 130 kg / ha de K<sub>2</sub>O como cloreto de potássio – e sobressemeadura de gramíneas (40 kg de sementes / ha) e de leguminosas (10 kg se semente / ha) a cada dois anos.

A produção de forragem foi estimada em 11500 kg MS / ha / ano, a taxa de digestibilidade média da pastagem em 55%; o consumo de matéria seca em 9,99 kg / animal / dia e o Y<sub>m</sub> em 6,5. A área necessária para este sistema é de 65,92 ha com uma lotação média de 2,21 UGM / ha.

## 2.2 CÁLCULO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA

As emissões de gases de efeito estufa (GEE) foram estimadas para cada sistema por categoria animal durante o período total considerado (12 anos) e por kg de ganho de peso vivo, incluindo: as emissões de metano (CH<sub>4</sub>), oriundas da fermentação ruminal e das dejeções dos animais; as emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) devidas à disposição de dejeções dos animais na pastagem e; as emissões e remoções de gás carbônico (CO<sub>2</sub>), devidas à gestão de solos e pastagens. Para os cálculos foram utilizados os métodos descritos pelo IPCC (2006a) e IPCC (2006b), cujas fórmulas são apresentadas nos anexos A, B e C.

### 2.2.1 Emissões de CH<sub>4</sub> devidas à fermentação entérica e ao manejo de dejetos

O cálculo das emissões entéricas de CH<sub>4</sub> foi realizado através do *tier 2* do capítulo 10 do IPCC (2006b) modificado. Os valores diários de energia líquida (NE) necessários para cada categoria animal foram estimados a partir das energias de manutenção, atividade, crescimento, gestação, lactação e trabalho, conforme apropriado para as diferentes categorias animais (terneiros, novilhos, novilhas, vacas, bois e touros). A partir destas informações, foi estimado o consumo de energia bruta (GE) necessário para atender às exigências de NE, considerando a digestibilidade da dieta. O CH<sub>4</sub> entérico foi então calculado a partir da GE ingerida utilizando o Y<sub>m</sub> específico, em função da qualidade da dieta.

Também com base no IPCC (2006b), as emissões de CH<sub>4</sub> a partir do estrume dos animais foram calculadas considerando o tipo de alimento ingerido, o clima predominante e a modalidade de gestão de dejetos característica do sistema.

### **2.2.2 Emissões de N<sub>2</sub>O**

As emissões diretas de N<sub>2</sub>O foram calculadas pela diferença da ingestão e da retenção de nitrogênio (N) pelos animais, considerando para o cálculo a GE e a proteína bruta da dieta (CP), além das energias retidas para crescimento, lactação, etc. Já as emissões indiretas (ou seja, perdas através de escoamento, lixiviação e volatilização) foram estimadas a partir de frações de N assumidas como perdas de esterco, resíduos e fertilizantes.

### **2.2.3 Emissões de CO<sub>2</sub>**

Para os cálculos do balanço de CO<sub>2</sub> de ambos os sistemas, foi assumido o pressuposto de que o estoque de carbono (C) do solo se aproxima do estado estacionário em áreas de terras submetidas ao mesmo tipo de utilização durante longos períodos, fazendo com que a troca líquida de CO<sub>2</sub> seja desprezível.

## **2.3 ANÁLISE DE CICLO DE VIDA**

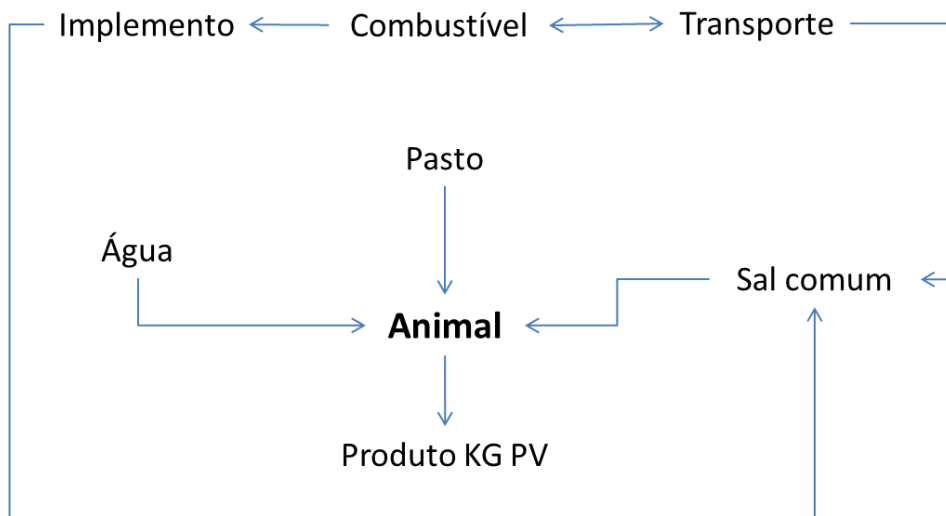
### **2.3.1 Objetivos e escopo**

A análise de ciclo de vida (ACV) foi descrita conforme as definições das normas ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006), tendo como objetivo principal descrever e analisar os impactos ambientais de sistemas de produção de bovinos de corte existentes na Região Sul do Brasil. De maneira mais específica, buscou-se caracterizar dois sistemas produtivos típicos da região, bem como, analisar: o impacto ambiental dos mesmos; a influência de seus diferentes componentes e; as diferenças entre estes sistemas em termos de: (a) aquecimento global e uso da terra, (b) depleção de água, de minerais e de combustíveis fósseis, (c) acidificação terrestre e eutrofização das águas. Assim descrita, a análise envolveu diferentes níveis de organização, limitando-se, no entanto, aos aspectos ambientais, não sendo consideradas questões sociais e econômicas.

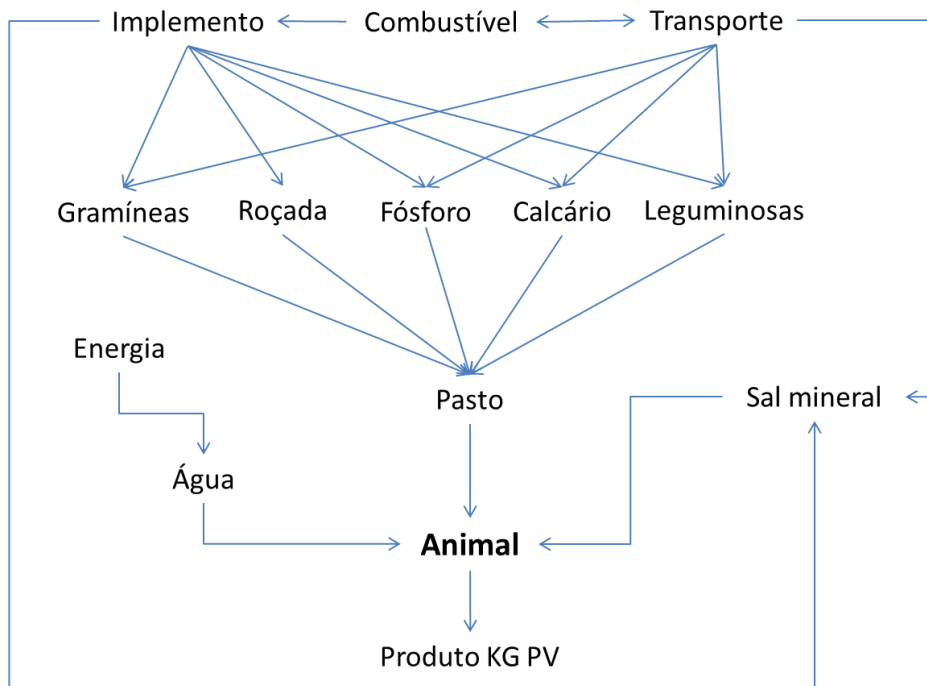
Os sistemas incluem, conforme ilustrado na figura 1: os animais e as pastagens nativas e melhoradas pela introdução de gramíneas (azevém e aveia) e de leguminosas de inverno (trevos e cornichão); a fertilização potássica e fosfatada, a calagem e a suplementação (sal comum e mineral); assim como, os recursos utilizados para produzir esses componentes (minerais, combustíveis, etc.) e o transporte dos diferentes materiais, tanto externa como internamente à unidade produtiva.

**Figura 1** – Limites dos sistemas extensivo e melhorado

Sistema extensivo



Sistema melhorado



**Fonte:** elaborado pelos autores

Dados relativos a recursos e emissões associadas à produção e transporte de insumos (sementes, diesel, máquinas agrícolas, etc.) foram obtidos a partir das bases de dados Ecoinvent® e LCAfood® incorporadas ao software SIMAPRO® versão 7.3.3 (GOEDKOOOP et. al., 2010), utilizado para a estruturação da análise.

Os limites do sistema incluem somente os processos que ocorrem dentro da unidade produtiva, relacionados principalmente ao manejo das pastagens e dos animais, incluindo o fornecimento de água e de sal, uma vez que nas demais etapas do processo produtivo as entradas e saídas são semelhantes independente do sistema estudado. A origem dos animais e seu destino final (transporte e abate) foram considerados iguais em ambos os sistemas descritos e, portanto, excluídos da análise com base em Weidema (1993).

### **2.3.2 Unidade funcional**

A unidade funcional (FU) adotada foi a produção de 1 kg de peso vivo. Esta escolha deveu-se à aplicabilidade da mesma e ao fato da análise incluir impactos da produção de insumos externos à unidade produtiva, o que torna mais adequada, segundo Halberg et. al. (2005), a utilização do produto como base da análise, apesar do cunho geográfico regional adotado sugerir a utilização de uma FU baseada na área.

### **2.3.3 Inventário do ciclo de vida (ICV)**

A compilação dos dados e os cálculos dos impactos dos sistemas produtivos sobre as variáveis ambientais foram realizados de acordo com Ferreira (2004), através da construção de uma “árvore do processo”, onde foram identificadas as entradas e saídas do e para o ambiente.

A população animal de ambos os sistemas foi estimada, segundo recomendado pelo IPCC (2006b), a partir da simulação da evolução dos rebanhos descrita anteriormente, resultando nos efetivos de animais por categoria ao longo do período, bem como, no ganho total de peso vivo característico de cada sistema (tabela 1).

Na descrição das pastagens foram consideradas questões relacionadas com a ocupação e transformação do uso da terra, a energia utilizada para a produção de biomassa, bem como, os fluxos de minerais e demais substâncias que apresentam impactos potenciais sobre os parâmetros ambientais considerados. No SM foram adicionados dados relativos à aplicação de

práticas melhoradoras: calagem e fertilização com fósforo e potássio, introdução de gramíneas e leguminosas hibernais, bem como, roçada de campo.

No que se refere ao fornecimento de água aos animais, foram considerados dados relativos à utilização de aguadas naturais no sistema SE e de bebedouros no SM, sendo que, neste caso, foi adicionada ao processo a energia necessária para sua distribuição. No que se refere à suplementação com sal comum ou mineral foram computados dados relativos às matérias-primas, ao transporte até a unidade produtiva e à sua distribuição.

**Tabela 1** – Número de animais por categoria nos sistemas SE e SM

	<b>Sistema extensivo (SE)</b>	<b>Sistema melhorado (SM)</b>
<b>Nº animais / categoria</b>		
Terneiros	526	796
Machos / recria	347	201
Fêmeas / recria	775	337
Vacas	748	937
Bois	133	4
Touros	35	40
<b>Total</b>	<b>2564</b>	<b>2315</b>

**Fonte:** dados dos autores

Nos diferentes processos a energia utilizada e a estimativa de impacto dos materiais, operações mecanizadas e transportes componentes dos sistemas foram baseadas em dados secundários contidos, respectivamente, nas bases de dados Ecoinvent® e LCAfood®, considerando-se no caso dos transportes externos de insumos uma quilometragem média de 250 km.

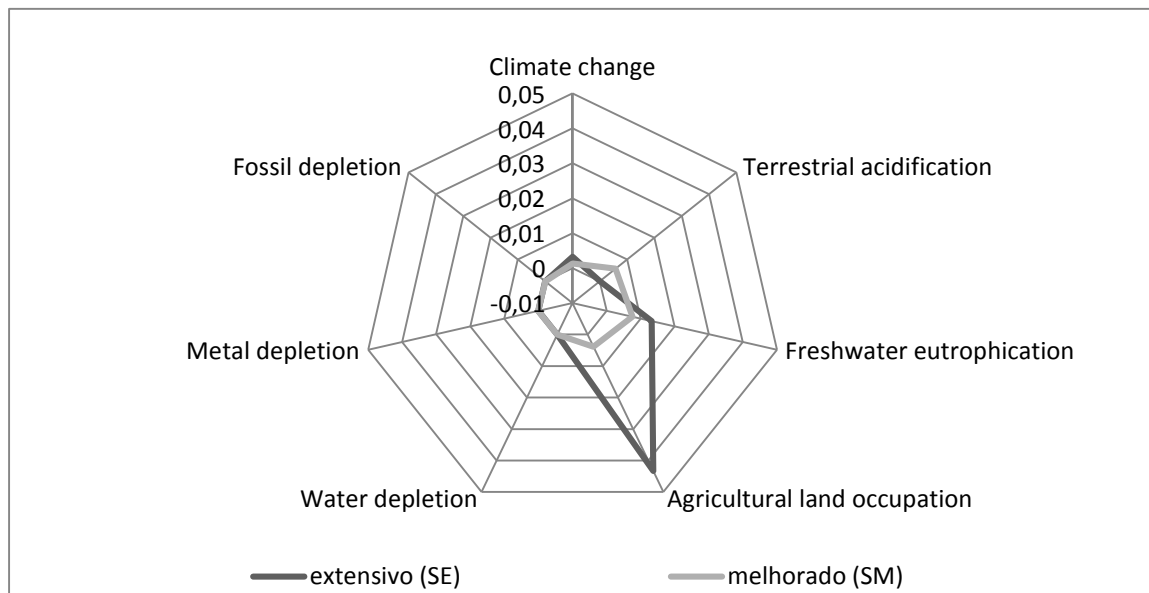
Após a fase de coleta de dados, foi necessária a transformação dos mesmos a fim de permitir a adequação à unidade funcional e a caracterização do escopo. Também conforme previsto nas normas ISO 14044 (2006), os resultados do inventário do ciclo de vida foram verificados e validados quanto ao balanço de massa e energia.

### 2.3.4 Análise de impacto do ciclo de vida (AICV)

O agrupamento e a conversão das diversas intervenções em impactos ambientais potenciais foram realizados através do método *Recipe midpoints* versão 1.6 (categorias de impacto relativas aos efeitos dos sistemas sobre o ambiente, ao invés, das consequências dos mesmos sobre a saúde humana, por exemplo, expressas no enfoque de *endpoints*) com padrão de normalização *World H* (abrangência mundial, ao invés da opção *Europe*, única disponível em alguns métodos; perspectiva *Hierarchist*, intermediária entre posturas mais otimistas ou mais pessimistas em termos ambientais).

As categorias de impacto e os indicadores ambientais foram selecionados por sua relevância demonstrada em estudos similares realizados por outros autores (HAAS, et. al., 2001; OGINO, et. al., 2007), bem como, sugerida por instituições internacionais para utilização em estudos de ACV (CONSOLI et. al., 1993; ISO/TR 14047, 2003). Assim, apesar do método *Recipe* permitir a avaliação de 18 categorias de impacto, com base nos resultados obtidos nas fases preliminares da análise (figura 2), foi dado ênfase às categorias: aquecimento global (kg CO<sub>2</sub> eq.), ocupação de terra (m<sup>2</sup>a), acidificação terrestre (kg SO<sub>2</sub> eq.) e eutrofização das águas (kg P eq.).

**Figura 2** – Categorias de impacto avaliadas: valores normalizados.



**Fonte:** elaborado pelos autores

Também foram consideradas a título complementar, devido a sua relevância, categorias referentes ao uso específico de recursos, quais sejam, a depleção de água (m<sup>3</sup>), minerais (kg Fe eq.) e combustíveis fósseis (kg oil eq.).

Para a determinação do impacto das categorias utilizadas foram adotados os seguintes fatores de caracterização: aquecimento global – kg CO<sub>2</sub> x 1, kg CH<sub>4</sub> x 22 e kg N<sub>2</sub>O x 298, com potencial de aquecimento global num horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100); acidificação terrestre – kg NH<sub>3</sub> x 2,45, kg NO<sub>x</sub> x 0,56; eutrofização das águas – kg PO<sub>4</sub> x 0,33, H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub> x 0,32 e P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> x 0,44; depleções de recursos segundo GOEDKOOOP, et. al. (2009), com atualizações Recipe 1.6.

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 EMISSÕES DE CH<sub>4</sub>

As emissões de CH<sub>4</sub> oriundas da fermentação entérica por categoria animal no SE e no SM são descritas na tabela 2.

**Tabela 2** – Emissões de CH<sub>4</sub> por categoria animal nos sistemas extensivo (SE) e melhorado (SM)

kg CH <sub>4</sub> / ano	Sistema extensivo (SE)		Sistema melhorado (SM)	
	/ animal	total	/ animal	total
Terneiros	22,41	11795,43	18,17	14459,27
Machos / recria	34,06	11837,40	25,23	5075,31
Fêmeas / recria	31,32	24275,98	23,38	7887,07
Vacas	50,21	37542,22	39,84	37309,73
Bois	47,03	6255,48	33,37	133,49
Touros	89,38	3128,41	73,07	2922,72
<b>Total</b>		<b>94834,91</b>		<b>67787,58</b>

**Fonte:** dados dos autores

Do total de emissões de CH<sub>4</sub>, 63,38% e 61,65%, respectivamente, no SE e no SM são oriundas das categorias animais que compõem os rebanhos de cria (vacas em reprodução, novilhas de reposição e touros).

Os touros apresentaram uma maior taxa de emissão de CH<sub>4</sub> entérico, quando comparados com as demais categorias por terem uma maior necessidade de energia de manutenção e apresentarem gasto energético suplementar devido ao trabalho durante a estação de monta. No caso das vacas, o impacto da categoria se deve ao uso de energia para gestação e lactação, além das energias de manutenção, atividade e crescimento, que caracterizam as demais categorias.

Na comparação dos dois sistemas, observa-se um fato aparentemente controverso: as emissões por animal das diferentes categorias são menores no SM em relação ao SE, ao passo que, segundo Gerber, et. al. (2011), as emissões de GEE tendem a aumentar com o incremento da produtividade, quando a base é o animal, devido ao aumento do consumo de energia. Este fenômeno observado em sistemas leiteiros intensivos não corresponde ao que, seguidamente, ocorre em sistemas de produção pastoril, uma vez que as emissões por animal e por unidade de produto tendem a reduzir com o incremento da produtividade em função da melhoria dos fatores de conversão do alimento em produto.

Para um maior entendimento dessas diferenças, cabe lembrar que a relação metano / energia bruta ingerida é expressa pelo fator Y<sub>m</sub> que, assim como a digestibilidade das pastagens, é definido em função da qualidade do alimento. Ambos refletem diretamente na eficiência produtiva dos animais: valores menores de Y<sub>m</sub>, bem como, maiores de digestibilidade atuam no sentido de minimizar a formação de gases ruminais, bem como, propiciam um maior GPV / dia, sendo assim determinantes nos cálculos das emissões de GEE, tanto por animal como por unidade de produto.

As emissões de CH<sub>4</sub> pelo manejo dos dejetos foram estimadas em 0,52 e 0,19 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente, no SE e no SM (tabela 3). Estas emissões atribuídas aos animais foram somadas às oriundas do processo digestivo, mesmo sabendo-se que segundo o IPCC (2006) as emissões de gases pelo manejo de dejetos, quando estes últimos são depositados diretamente no solo, em condições de pastejo, podem ser consideradas nulas. Assim, as emissões totais de GEE oriundas dos animais foram, respectivamente, de 19,05 e 7,16 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, no SE e no SM.

A diferença observada entre os dois sistemas deve-se à menor qualidade da forragem ingerida pelos animais do SE comparada à do SM, dadas as diferenças de digestibilidade da dieta, bem como, de Y<sub>m</sub> (47 e 55%; 7,2 e 6,5, respectivamente, para SE e SM) com impactos significativos tanto nas emissões por kg de GPV, como no total de emissões oriundas dos animais característico de cada sistema (2,08 x 10E6 e 1,49 x 10E6 kg CO<sub>2</sub> eq., para SE e SM).



**Tabela 3** – Emissões de GEE oriundas dos animais nos sistemas extensivo (SE) e melhorado (SM)

kg CO2 eq. / kg GPV	Sistema extensivo	Sistema melhorado
Fermentação	18,53	6,97
Dejetos	0,52	0,19
<b>Total</b>	<b>19,05</b>	<b>7,16</b>

**Fonte:** dados dos autores

No caso de animais em crescimento, este efeito é mais evidente, uma vez que reduções da qualidade da dieta induzem aumentos no tempo de terminação e na demanda energética total, o que resulta em maior demanda de terra e forragem que poderiam, respectivamente, estar sendo ocupados e ingeridos por mais animais num sistema mais eficiente.

Quanto à influência do desempenho reprodutivo sobre os parâmetros estudados, observa-se que a maior idade das fêmeas ao primeiro parto (48 meses no SE e 30 meses no SM) e o maior intervalo entre partos característico do SE, resultam numa menor produção, apesar da duração total das simulações ser a mesma (12 anos), o que resulta no acréscimo das emissões por kg de GPV.

### 3.2 EMISSÕES DE N2O

O total das emissões de N2O (diretas e indiretas) oriundas dos dejetos dos animais foi de  $6,30E-5$  e  $3,24E-5$  kg N2O / kg GPV, respectivamente, para SE e SM. Ao passo que a taxa de excreção por animal / dia foi maior no SM, o número mais importante de animais no SE, devido a seu maior tempo de permanência no sistema, fez com que as emissões de nitrogênio na forma de N2O fossem superiores.

### 3.3 CATEGORIAS DE IMPACTO

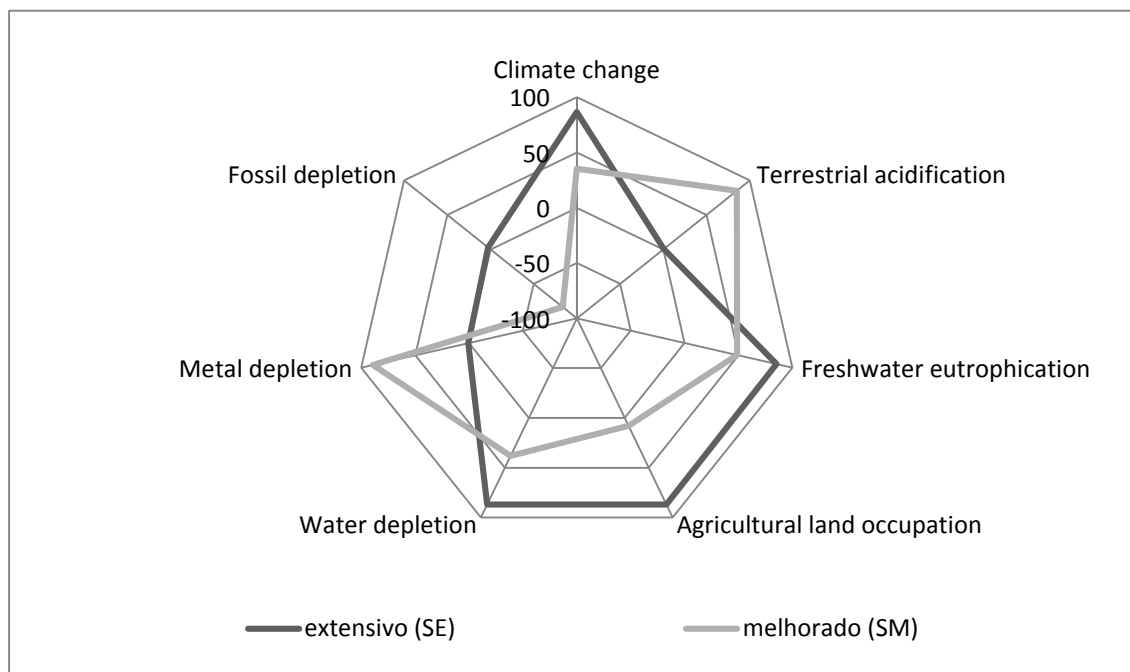
A análise dos impactos potenciais sobre o meio ambiente dos sistemas SE e SM, incluindo a totalidade das atividades e da vida produtiva das diferentes categorias animais que os compõem, evidencia diferenças importantes (figura 3). O SE apresenta maiores valores nas categorias de impacto mudanças climáticas, uso da terra, eutrofização e depleção das águas,

bem como, de depleção de combustíveis fósseis. Diferentemente, o SM tem maiores impactos em termos de depleção de minerais e acidificação terrestre.

### 3.3.1 Mudanças climáticas

As emissões de GEE no SE totalizaram 22,5 kg de CO<sub>2</sub> eq. por kg de ganho de peso vivo (GPV), sendo destes, 84,4% (19,05 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV) oriundos dos animais, 15,4% (3,46 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV) do campo nativo e 0,2% (0,0121 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV) referentes à suplementação mineral (sal comum). Já o SM apresentou um valor de emissões de GEE total de 9,16 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV. Destes, 7,16 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV (i.e. 78,16 %) foram oriundos dos animais, 1,91 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV (20,84%) das forragens e 0,0923 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV (1%) devidos ao fornecimento de sal mineral composto e água em bebedouros.

**Figura 3** – Categorias de impacto avaliadas nos sistemas extensivo (SE) e melhorado (SM)



**Fonte:** elaborado pelos autores

Diferenças no consumo de MS / animal / dia, no Y<sub>m</sub>, na digestibilidade e na eficiência de uso da pastagem, relacionadas ao tempo necessário para a produção de 1 kg GPV, foram fundamentais na definição dos valores de emissão de GEE de cada sistema, corroborando as afirmações de Bartl et. al. (2011) e Cederberg et. al. (2009) quanto à possibilidade de redução

dos GEE através de incrementos produtivos, tanto com melhorias do manejo das pastagens quanto dos índices produtivos do rebanho.

Na comparação entre os sistemas, as emissões de GEE do SM equivalem a 40,66% das obtidas no SE. Estas diferenças são observadas por unidade de produto tanto para as emissões oriundas dos animais, quanto da pastagem, mesmo com a adoção, neste sistema, de práticas produtivas que incluem uma maior utilização de insumos externos. Entre as categorias animais analisadas, as emissões de GEE via fermentação entérica do SM representaram entre 18,25 e 29,04% das emissões do SE.

### **3.3.2 Ocupação de terras agrícolas**

No que se refere ao uso da terra obteve-se para os sistemas SE e SM, respectivamente, valores de 234,78 e 21 m<sup>2</sup>a / kg GPV que correspondem a diferenças observadas entre os dois sistemas em termos de produção (112610,63 e 213964,52 kg GPV respectivamente no SE e SM) e tempo necessário para a obtenção de 1 kg GPV (4,35 e 1,67 dias, respectivamente no SE e SM), devido a diferenças de GPV (0,23 e 0,6 kg GPV / dia, respectivamente, no SE e SM). A maior eficiência de uso da terra, em consequência de um melhor desempenho produtivo, resulta numa menor pressão de utilização de áreas sensíveis ou com restrição de uso presentes nas unidades produtivas, permitindo uma maior adequação da utilização de seus recursos naturais. Conforme postulado por Cederberg et. al. (2009), tais melhorias colaboram no sentido de estancar ou mesmo reverter a expansão da produção em ecossistemas onde haja nítido interesse na manutenção de seu estado natural.

### **3.3.3 Depleção das águas**

A depleção das águas no SE foi de 0,217 m<sup>3</sup> / kg GPV, sendo atribuída essencialmente, ao consumo relativamente importante da mesma pelos animais, uma vez que conforme exposto anteriormente são necessários 4,35 dias para produzir 1 kg de PV. No SM, o valor obtido foi de 0,0949 m<sup>3</sup> / kg GPV, sendo 88% devidos ao consumo pelos animais, enquanto que a implantação de pastagens cultivadas e a suplementação mineral contribuíram, respectivamente com 11,9 e 0,1% do total.

### **3.3.4 Depleção de minerais**

Com relação à depleção de minerais, o SE apresentou um impacto potencial menor que o SM (0,000519 e 0,0536 kg Fe eq. / kg GPV, respectivamente). Estes valores foram relacionados, principalmente, ao fornecimento de sal aos animais (100 e 35,84%, para o SE e o SM, respectivamente) e à implantação de pastagens (61,03% no SM), sendo que no SM ainda foram atribuídos 3,13% à distribuição de água nos bebedouros.

### **3.3.5 Depleção de combustíveis fósseis**

Os valores de depleção de combustíveis fósseis obtidos para os dois sistemas evidenciam duas situações diferentes: enquanto no SE foram utilizados 0,0042 kg oil eq. / kg GPV, devidos unicamente ao transporte externo de sal comum até a unidade de produção, o valor obtido para o SM foi de -0,1255 kg oil eq. / kg GPV. Nesse caso, a introdução de leguminosas em detrimento à utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos foi determinante na definição do impacto da categoria, uma vez que o efeito da fixação de N anulou todas as contribuições das demais atividades.

### **3.3.6 Acidificação terrestre**

O SE apresentou um menor impacto potencial nesta categoria quando comparado com o SM (0,0015 e 0,221 kg SO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente). Na constituição destes valores, a pastagem representa no SE 91,95% do total, enquanto o fornecimento de sal comum contribui com 5,83% e os animais com 2,28%. No SM, a quase totalidade do impacto foi determinada pelo estabelecimento e utilização das pastagens (99,91%). Entretanto, convém ponderar que em termos absolutos, os valores atribuídos à suplementação mineral e aos animais são muito semelhantes nos dois sistemas.

### **3.3.7 Eutrofização das águas**

Por fim, os valores de eutrofização das águas por unidade de GPV foram maiores no SE que no SM (0,00383 e 0,00219 kg P eq. / kg GPV), devido ao efeito multiplicador do maior tempo de permanência dos animais no SE, apesar do incremento potencial dos fluxos de P, devidos à fertilização fosfatada observado no SM. As perdas de nutrientes das pastagens por

escorrimento e lixiviação de nutrientes foram determinantes na definição destes valores em ambos os sistemas (100 e 99,74% do total, respectivamente em SE e SM).

### 3.4 COMPARAÇÃO COM OUTROS ESTUDOS

Com o intuito de contextualizar os resultados obtidos neste trabalho, buscou-se compara-los com outros realizados em diferentes sistemas produtivos e regiões do mundo, mesmo sabendo-se que resultados de ACV são difíceis de comparar. Conforme alertam De Vries & De Boer (2010) e Yan et. al. (2013): alguns estudos consideram emissões ou remoções devidas ao uso da terra, outros não, assim como, muitos trabalhos adotam um enfoque do “berço ao túmulo”, outros “até a porteira”. Mesmo considerando objetos de análise similares, são observadas diferenças em termos de unidade funcional, métodos de alocação e caracterização e nível de detalhamento dos processos (HALBERG et. al., 2005). Enfim, fatores como a abrangência geográfica (WEISS & LEIP, 2012) e a escala de tempo adotada (CASEY & HOLDEN, 2006) pontuam a flexibilidade deste tipo de análise e o cuidado necessário para sua interpretação.

Feitas estas ponderações, analisando a contribuição do rebanho de cria para o total das emissões de GEE, observa-se que os valores obtidos no presente trabalho (63,38% e 61,65%,) representaram a maior parte dessas emissões, de forma similar ao proposto por Stackhouse-Lawson et. al. (2012), em trabalho realizado na Califórnia – EUA, no qual a fase de cria foi responsável por 69 a 72% das mesmas. Os valores destes autores, assim como, os obtidos por Beauchemin et. al. (2010) no Canadá (80%) são, no entanto, superiores aos por nós encontrados devido ao maior nível de intensificação dos sistemas produtivos considerados, onde as fases de recria e terminação têm uma menor contribuição para o total das emissões, aumentando a importância da fase de cria.

Diferentemente, no presente trabalho a fermentação entérica responde por maiores parcelas do total de emissões de GEE, representando 82,35 e 76,09% do mesmo no SE e no SM, em relação ao observado em diferentes sistemas produtivos da União Europeia (EU), do Canadá e do Japão, nos quais as mesmas variam entre 32 e 42% (WEISS & LEIP, 2012) e são de 48,16% (MC GEOUGH et. al., 2012) e 61,2% (OGINO et. al., 2007), respectivamente. A menor importância das emissões entéricas obtidas por estes autores deve-se à maior contribuição de emissões oriundas do tratamento de dejetos dos animais e da produção de

alimentos concentrados e demais insumos externos às unidades produtivas, utilizados de forma mais importante nestes sistemas.

No que se refere ao total de emissões de GEE, Dollé, et. al. (2011) analisando a produção francesa, encontraram valores de emissão de GEE entre 14,8 e 16,5 kg CO<sub>2</sub> eq / kg PV, os quais são próximos aos obtidos no presente trabalho (22,5 e 9,16 kg CO<sub>2</sub> / kg GPV para SE e SM). Em seu estudo, estes autores apontam, no entanto, a possibilidade de redução de 24 e 53% das emissões devido ao sequestro de carbono que ocorre em pastagens e formações arbustivas encontradas junto às mesmas, chegando a valores entre 7,9 e 11,3 kg CO<sub>2</sub> eq / kg PV, cujo efeito não foi incluído em nossas análises.

Considerando-se a produção de 1 kg de carcaça quente (HSCW), como unidade funcional, Nguyen et. al. (2009) encontraram 27,3 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW como valor médio da EU. Já Weiss & Leip (2012) obtiveram 14,2 e 17,4 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW na Áustria e na Holanda, assim como, valores acima de 40 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW em sistemas mais extensivos característicos da ilha de Chipre e da Letônia. Dependendo do manejo produtivo, Stackhouse-Lawson et al. (2012) encontraram em seu trabalho na Califórnia variações nas emissões de 10,7 a 22,6 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW. Nesta unidade funcional, considerando um rendimento de carcaça de 50%, os resultados por nós obtidos (18,32 e 45 kg CO<sub>2</sub> eq / kg HSCW para SM e SE), de certa forma reproduzem a variação de valores observada entre sistemas intensivos de produção, característicos de países desenvolvidos, e sistemas extensivos, encontrados nos demais países.

Também expresso por kg HSCW, o valor obtido no presente trabalho na categoria uso da terra para o SM (42 m<sup>2</sup>a) é muito semelhante ao proposto por Nguyen et. al., (2009) como valor médio de sistemas de ciclo completo da EU (42,9 m<sup>2</sup>a). Já a comparação dos valores observados para SE (469,56 m<sup>2</sup> / kg HSCW) e SM, resulta em uma relação (SE / SM) semelhante à obtida por Bartl et. al., (2011) quando comparados dois sistemas pecuários típicos do Peru, com distintos graus de intensificação (11,18 e 13,51, respectivamente). Maiores valores de uso da terra em sistemas mais extensivos têm sido observados, por autores como Arsenault et. al. (2009), que na comparação de 11 modalidades de impacto de sistemas de produção em pastagens e em confinamento característicos da Nova Scotia – Canadá, obtiveram maior impacto dos sistemas pastoris somente nesta categoria.

A fim de pontuar a importância desta categoria, bem como, a influência das mudanças de uso da terra sobre os demais aspectos ambientais, Weiss & Leip, (2012) estimam que do total de 21 a 28 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW, característicos da produção de carne bovina da EU,

2,9 a 9,4 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW são devidos a modificações introduzidas pelos sistemas de cultivo no uso da terra. Isso se deve à importante demanda de alimentos concentrados dos sistemas pecuários europeus que, segundo estes autores, configuram diferentes cenários de emissão de C para a atmosfera incluindo, nas perspectivas mais pessimistas, a transformação de florestas em culturas anuais. Contrariamente, no caso dos sistemas pastoris objetos do presente trabalho, a inclusão na análise do efeito de mudanças no uso da terra, supondo-se que o SM fosse obtido a partir de melhorias aplicadas sobre o SE, resultaria em remoções de C atmosférico devido ao aumento da produção de MS da pastagem. Como consequência, o total de emissões de GEE do SM seria de 1,38 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV ao invés de 9,16 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV.

No que se refere à depleção das águas, analisando seis sistemas de produção de carne de New South Wales - Austrália, Ridoutt et. al. (2012) encontraram diferentes valores de consumo de água (3,3 a 221 l / kg GPV), cuja ordem é similar à do presente trabalho (95 e 217 l / kg GPV). Os sistemas mais impactantes incluem água de irrigação, o que permite afirmar, segundo estes autores, que a produção de carne em pastagem não apresenta impacto significativo na utilização da água, fazendo com que a suposta contribuição da produção bovina para a escassez de água no mundo não se sustente.

Quanto à depleção de minerais, Peters et. al. (2011) estudando a produção de carne australiana encontraram variações no balanço de N de 28 a 170g N / Kg HSCW. Esta variação foi justificada pela presença de plantas fixadoras de nitrogênio e pela aplicação de fertilizante nitrogenado, respectivamente, sendo que os saldos de P e K também tiveram este tipo de variação. Em nosso estudo, a amplitude dos valores obtidos foi potencializada pelo grande contraste existente entre os dois sistemas analisados no que se refere aos efeitos das práticas adotadas sobre esta categoria de impacto: enquanto no SM foram utilizados fertilizantes à base de P e K, calcário e sal contendo diferentes minerais, além da introdução de leguminosas; no SE, o único insumo externo utilizado foi o sal comum. Assim, a diferença observada foi somente parcialmente amenizada pela utilização de leguminosas ao invés de fertilizantes nitrogenados.

O efeito desta prática foi, no entanto, marcante na definição da depleção de combustíveis fósseis, promovendo uma aproximação dos valores obtidos para SE e SM nesta categoria, uma vez que o efeito da fixação de N anulou todas as contribuições das demais atividades características do SM. Além disso, a opção pela utilização de leguminosas em detrimento do uso de fertilizantes nitrogenados contribuiu para a redução das emissões de GEE, reiterando as

afirmações de Yan et. al., (2013) com relação à sua importância em sistemas de produção animal baseados em pastagens e evidenciando o caráter multifatorial da prática.

Conforme propõem Peters et. al. (2011) o efeito do pastejo e da lixiviação de nutrientes das pastagens refletiram, provavelmente, nos indicadores de acidificação terrestre, porém, de forma diferente. Enquanto que a menor erosão do solo no SM, devida ao controle do tempo de permanência dos animais nos poteiros e da oferta de forragem, diminuiu o escoamento superficial e a lixiviação; no SE, o pastejo contínuo seletivo colaborou para a diminuição da cobertura do solo, aumentando as perdas potenciais de nutrientes. A disponibilidade diametralmente maior de nutrientes devida à utilização de fertilizantes e corretivos no SM determinou, no entanto, os valores obtidos na categoria: 0,0015 kg SO<sub>2</sub> eq. / kg GPV para SE; e 0,221 kg SO<sub>2</sub> eq. / kg GPV para SM. Este último valor é similar ao encontrado por Ogino et.al., (2007) no Japão (0,248 kg SO<sub>2</sub> eq. / kg GPV) e praticamente o dobro do obtido por Nguyen et. al. (2009) na EU (210 g SO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW, o que corresponde a em torno de 100 g SO<sub>2</sub> eq. / kg GPV). A apreciação destas relações deve considerar o maior grau de intensificação dos sistemas analisados por estes autores, sobretudo no caso do Japão, em relação aos avaliados no presente estudo.

Esta afirmação é reiterada pela diferença observada entre o valor de eutrofização das águas obtido por Ogino et. al. (2007) para os sistemas de produção japoneses (0,0431 kg P eq. / kg GPV) e os valores de SE e SM (0,00383 e 0,00219 kg P eq. / kg GPV, respectivamente). Difícil se torna sua análise mais profunda, pois, tanto no caso da categoria de acidificação terrestre, como da eutrofização das águas, os valores obtidos são muito dependentes das condições edafo-climáticas locais, bem como, demais características inerentes aos sistemas produtivos, o que segundo De Vries & De Boer, (2010) impede a determinação de padrões. A título de exemplo: no trabalho de Ogino et. al. (2004) as emissões oriundas dos dejetos animais foram a principal fonte de acidificação e eutrofização, enquanto que em nossos resultados sua contribuição foi pouco importante; Castanheira, et. al. (2010) sugeriram que a maior fonte de emissões para o ar e a água de sistemas de produção bovinos é a produção de concentrados, os quais não são utilizados no presente trabalho.

Estas diferenças e aparentes dualidades reiteram a importância atribuída por autores como Nemecek et. al. (2011) à análise do sistema como um todo. A abordagem de diversas categorias de impacto evita, segundo Mueller-Lindenlauf et. al. (2010), erros de interpretação decorrentes da simples avaliação de aspectos como o consumo de energia ou as mudanças climáticas.



Neste contexto, melhorias produtivas surgem como possibilidades essenciais para a mitigação dos impactos ambientais dos sistemas de produção bovina (CAPPER et. al, 2009a e CAPPER et. al., 2009b). Na análise de dois sistemas pecuários no Peru, Bartl et. al., (2011) verificaram que as melhorias produtivas estavam relacionadas com vantagens ambientais em termos de uso da terra, aquecimento global, acidificação e eutrofização, quando expressas por unidade de produto. Já quando os valores foram expressos por animal ou por hectare, o impacto nas emissões de GEE, na acidificação e na eutrofização foi maior quanto maior a produtividade. Na situação da EU, Haas et. al. (2001) comparando graus de intensificação de sistemas produtivos constataram que sistemas extensificados (cujas performances são intermediárias entre sistemas extensivos e intensivos europeus, se assemelhando às do SM) apresentavam melhores valores de potencial de aquecimento global, acidificação e eutrofização que sistemas intensivos.

#### **4 CONCLUSÕES**

Com base nos dados obtidos podemos concluir que:

- A caracterização dos sistemas de produção de bovinos de corte da Região Sul do Brasil, incluindo totalidade da vida produtiva das diferentes categorias animais que os compõem, evidencia a existência de dois sistemas típicos: o sistema tradicional da região ou extensivo (SE) e uma variação do mesmo, resultante da utilização de práticas que permitem a estabilização da oferta de alimentos aos animais ao longo do ano, denominado sistema melhorado (SM) neste estudo.

- Os impactos potenciais sobre o meio ambiente são diferentes nos dois sistemas. Enquanto o SE apresenta maiores valores de emissões de GEE, relacionados às mudanças climáticas, de uso da terra, de eutrofização e depleção das águas, bem como, de depleção de combustíveis fósseis, o SM tem maiores impactos em termos de depleção de minerais e acidificação terrestre.

- Diferentes características dos dois sistemas contribuem para estes impactos. Ao passo que o tempo de permanência dos animais, bem como, a qualidade e a produção das pastagens determinam a emissão de gases de efeito estufa (GEE), o uso da terra e a depleção das águas; as práticas de implantação de pastagens e o fornecimento de sal aos animais definem a depleção de minerais e a acidificação terrestre. De forma similar, enquanto a eutrofização das águas está

diretamente relacionada à perda de nutrientes da pastagem por escoamento e lixiviação, a introdução de leguminosas foi determinante no que tange a depleção de combustíveis fósseis.

A diversidade dos resultados obtidos permite um melhor conhecimento dos impactos ambientais dos sistemas produtivos estudados em termos amplos, dando subsídios para um maior entendimento dos mesmos, necessário para a proposição de alternativas de mitigação de seus efeitos. No entanto, cabe ressaltar que os impactos ambientais da pecuária de corte no Brasil, mais especificamente na Região Sul ainda são pouco conhecidos. Para modificar esta realidade é necessária a realização de trabalhos que visem a determinação de parâmetros relativos às peculiaridades regionais, assim como, a proposição de procedimentos metodológicos adaptados ao estudo de sistemas de produção animal baseados na utilização de pastagens em regiões de clima subtropical, dado seu potencial.

O presente trabalho representa, a nosso conhecimento, a primeira análise de ciclo de vida da produção bovina de corte Sul-brasileira realizada tendo-se em conta a totalidade dos impactos ambientais, bem como, da vida produtiva das diferentes categorias animais que compõem seus principais sistemas. Os mesmos não devem, no entanto, ser tomados como padrões absolutos da atividade no Sul do Brasil. Sua proposição visa, principalmente, contribuir para uma maior compreensão da produção bovina no contexto da sustentabilidade com vistas a uma nova perspectiva: uma pecuária onde se busque não somente melhorias produtivas, mas também vantagens de natureza social e ambiental. Neste entendimento, a descrição da sustentabilidade dos sistemas produtivos da região pode beneficiar produtores dispostos a preservar o ambiente em que vivem, seja com benefícios fiscais ou através da obtenção de vantagens comerciais, tais como, certificações ecológicas.

## REFERÊNCIAS

- ARSENAULT, N.; TYEDMERS, P.; FREDEEN, A. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. **International Journal of Agricultural Sustainability**, Clevedon, v. 7, n. 1, p. 19-41, 2009.
- BARTL, K.; GÓMEZ, C. .; NEMECEK, T. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 19, n. 13, p. 1494-1505, sep. 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611001260>>. Acesso em: 14 fev. 2013.
- BEAUCHEMIN, K. A. et al. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. **Agriculture Systems**, Barking, v. 103, p. 371–379, 2010.
- CAPPER, J. L. et al. E. Increased production reduces the dairy industry's environmental impact. In: ANNUAL TRI-STATE DAIRY NUTRITION CONFERENCE, 18., 2009, Ft Wayne. **Proceedings...** Ft Wayne, 2009(a). p. 55-66.
- \_\_\_\_\_. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007 **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, n. 6, p. 2160-2167, 2009(b).
- CASEY, J. W.; HOLDEN, N. M. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. **Agricultural Systems**, Barking, v. 90, p. 79-98, 2006.
- CASTANHEIRA, É. G.; DIAS, A. C.; ARROJA, L.; AMARO, R. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. **Agricultural Systems**, Barking, v. 103, p. 498-507, 2010.
- CEDERBERG C, MEYER D, FLYSJO A. **Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production**. Swedish: The Swedish Institute for Food and Biotechnology, 2009.
- CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **Índices nacionais e regionais de exportação do agronegócio**. 2008. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/macro/>>. Acesso em: 11 fev. 2012.
- CNA – Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária. Disponível em: <<http://www.canaldoprodutor.com.br/home/comissao/182/pecuaria-de-corte#wrapper>>. Acesso em: 02 abr. 2012.
- CONSOLI, F. et. al. **Guidelines for life-cycle assessment**: a code of practice. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1993. 73 p.
- CORDEIRO, A. P. A. **Tendências climáticas das variáveis meteorológicas originais, estimadas e das derivadas no balanço hídrico seriado do Rio Grande do Sul**. 2010. 296 f. Dissertação (Mestrado em Agrometeorologia) Pós-Graduação em Fitotecnia - Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010. Disponível

em:

<<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000767985&loc=2011&l=9f5bd766c5062734>>. Acesso em: 26 nov. 2012.

CORRÊA, E. S. et al. **Desempenho reprodutivo em um sistema de produção de gado de corte**. Campo Grande: Embrapa/CNPGC, 2001. (Boletim de pesquisa, 13.).

DE VRIES, M.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 1-11, mar. 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141309003692>>. Acesso em: 25 jan. 2013.

DOLLÉ J. B. et al. Les gaz à effet de serre en élevage bovin: évaluation et leviers d'action. In.: Gaz à effet de serre en élevage bovin: le méthane. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. **INRA Productions Animales**, Paris, v. 24, n. 5, p. 415-432, 2011.

EUCLIDES FILHO, K. **Produção de bovinos de corte e o trinômio genótipo-ambiente-mercado**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2000. 61 p.

FERREIRA, J. V. R. **Análise do ciclo de vida dos produtos: gestão ambiental**. Lisboa: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. 80 p.

FNP – Inform economics. South America. **Consultoria e informações em agronegócios**. Disponível em: <<http://www.informaecon-fnp.com/>>. Acesso em: 18 nov. 2011.

GERBER, P.; et al. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems, **Livestock Science**, Amsterdam, v. 139. p. 100-108, jul. 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141311000953>>. Acesso em: 12 ago. 2012.

GOEDKOOPE, M. J. et al. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [S.l.: s.n.], 2009. Disponível em : <<http://www.lcia-recipe.net>>. Acesso em: 26 abr. 2012.

GOEDKOOPE, M. et al. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. [S.l.: s.n.], 2010. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>>. Acesso em 26 dez. 2011.

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing organic, intensive and extensive grassland farming in southern Germany by process Life Cycle Assessment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 43-53, 2001.

HALBERG, N. et al. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. **Livestock Production Science**, Amsterdam, v. 96, p. 33–50, 2005.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agro 2006**: IBGE revela retrato do Brasil agrário. Brasília, 2009. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1464&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1464&id_pagina=1)>. Acesso em: 20 de novembro de 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da pecuária municipal – 2010**. Brasília, 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/tabelas\\_pdf/](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/tabelas_pdf/)>. Acesso em: 20 nov. 2011.

IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Agriculture, forestry and other land use: N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application**. Hayama, 2006a. v. 4, p. 1-54.

\_\_\_\_\_. **Agriculture, forestry and other land use: emissions from livestock and manure management**. Hayama, 2006b. v. 4, p. 1-89.

ISO 14040 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – principles and framework**. London: British Standards Institution. 2006.

ISO 14044 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines**. London: British Standards Institution. 2006.

ISO/TR 10047 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle impact assessment – examples of application of ISO 14042**. Geneva, 2003.

KICHEL, A. N., et al. **Diagnóstico para o planejamento da propriedade**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2011. 38 p.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: emissões de metano na pecuária**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006. 77 p. Disponível em: <[http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0008/8806.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8806.pdf)>. Acesso em: 02 fev. 2012.

LOBATO, J. F. P. Considerações efetivas sobre seleção, produção e manejo para maior produtividade dos rebanhos de cria. In: **PRODUÇÃO de bovinos de corte**. Porto Alegre: EDIPUC, 1999. p. 235-285.

Mc GEOUGH E. J. et al. A. Life-cycle assessment of greenhouse gas emissions from dairy production in Eastern Canada: a case study. **Journal of Dairy Science**, Champaign, v. 95, p. 5164-5175, set. 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022030212005322>>. Acesso em: 12 fev. 2013.

MUELLER-LINDENLAUF, M.; DEITERT, C.; KOEPKE, U. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 140-148, 2010.

NEMECEK, T. et al. Life cycle assessment of swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. **Agricultural Systems**, Barking, v. 104, p. 233–245, 2011.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 18, p. 756–766, 2010.

NRC – National Research Council. **Nutrient requirements of beef cattle**: E-974. Oklahoma, 2000. Disponível em: < <http://pods.dasnr.okstate.edu/docushare/dsweb/Get/Document-1921/E-974web.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2013.

OGINO, A. et al. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow–calf system by the life cycle assessment method. **Animal Science Journal**, Richmond, v. 7, p. 424–432, 2007.

OGINO, A. et al. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. **Journal of Animal Science**, Savoy, v. 82, p. 2115-2122, 2004.

OLIVEIRA, R. L. et al. Nutrição e manejo de bovinos de corte na fase de cria. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 7, n. 1, p. 57-86, 2006.

PETERS, G. M. et al. Assessing agricultural soil acidification and nutrient management in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 16, p. 431-441, 2011.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico de pastagens**: em regiões tropicais e sub-tropicais. São Paulo: Nobel, 1986. 184 p.

RIDOUTT, B. G. et al. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 17, p. 165-175, 2012.

ROBERT, K. H. Tools and concepts for sustainable management, how do they relate to a general framework for sustainable development, and for each other? **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 8, p. 243-254, 2000.

SANTOS, N. Z. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 111, p. 208-218, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198710001947>>. Acesso em: 03 jan. 2013.

STACKHOUSE-LAWSON, K. R.; ROTZ, C. A.; OLTJEN, J. W.; MITLOEHNER, F. M. Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems. **Journal of Animal Science**, Penicuik, v. 90, n. 12, p. 4641-55, 2012.

WEIDEMA, B. P. **Life cycle assessments of food products**: state of the art. [S.l.]: Danish Academy of Technical Sciences, 1993. p. 14-20.

WEISS F., LEIP, A. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 149, p. 124–134, 2012.

YAN, M. -J.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N. M. The carbon footprint of pasture-based milk production: Can white clover make a difference? **Journal of Dairy Science**, Champaign. v. 96, p. 857-865, 2013.

ZIMMER, A.H., EUCLIDES FILHO, K. As pastagens e a pecuária de corte brasileira. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO ANIMAL EM PASTEJO, 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1997. p. 349-379.





## **CAPÍTULO 4**



## **Possibilidades e perspectivas de mitigação de GEE na produção bovina em pastagens: influência da produtividade dos sistemas no aquecimento global<sup>10</sup>**

Autora: Milene Dick<sup>11</sup>

Orientador: Prof. Dr. Homero Dewes

Co-orientador: Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### **RESUMO**

Inúmeras estratégias de mitigação têm sido propostas com o intuito de reduzir os gases de efeito estufa (GEE) da produção bovina, sobretudo, com vistas a minimizar as emissões entéricas. Entretanto, análises mais abrangentes, que englobem todo o sistema produtivo podem ser mais assimiláveis a situações reais de produção, uma vez que a forma e o local onde os animais são criados, sabidamente definem seu impacto ambiental. Neste sentido, foram avaliados os impactos de diferentes modificações nas práticas produtivas definidas em um cenário-base sobre o balanço de GEE da produção bovina de corte da Região Sul do Brasil. Para tanto, realizou-se uma análise de ciclo de vida (ACV), onde foram considerados todos os fluxos significativos de CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O e CO<sub>2</sub>, sob a premissa do balanço de massa e energia. Essas alterações incluíram no curto prazo: mudanças na dieta com vistas à (a) melhor distribuição de alimento ao longo do ano reduzindo as épocas de “vazio forrageiro” e (b) melhoria da qualidade da forragem ingerida; (c) introdução de leguminosas hibernais e estivais em substituição à fertilização nitrogenada; (d) melhorias nos índices reprodutivos pelo incremento da taxa de desmame; (e) intensificação do uso das pastagens e; (f) aumento da taxa de descarte. Também foram considerados: (g) incrementos nos estoques de carbono devidos ao pastejo e; (h) a estabilização dos estoques de C no solo numa perspectiva de médio e longo prazo. A unidade produtiva simulada compreende um rebanho de 100 fêmeas e quatro machos desmamados e sua progênie durante o período de vida desses animais (12 anos), considerando uma taxa de descarte de 20 % ao ano. O sistema inclui além dos animais, as áreas de terra utilizadas para a produção de alimentos, insumos externos, bem como, demais recursos naturais e tecnológicos necessários ao seu funcionamento. No cenário de referência estimou-se a emissão de 22,5 kg de CO<sub>2</sub> eq. por kg de ganho de peso vivo, sendo destes, 84,4% oriundos dos animais. Mudanças na qualidade, quantidade e distribuição ao longo do ano das pastagens geraram reduções de 4,84 a 8,92 vezes em relação ao cenário-base. Quando estas mudanças foram acrescidas de melhorias reprodutivas dos animais, os valores foram de 16,33 a 24,24 vezes menores. A intensificação na utilização das pastagens aplicada como prática adicional causou um incremento de 0,6 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV nas emissões de GEE e uma redução de 17,64% no uso da terra, enquanto o aumento da taxa de descarte não resultou em variações significativas. A inclusão do efeito do pastejo sobre a dinâmica dos estoques de C no solo, fez com que o incremento de C suplantasse o total das emissões dos sistemas manejados com pastoreio controlado. Considerando a estabilização de longo prazo dos estoques de C no solo, os sistemas que receberam melhorias nutricionais e reprodutivas apresentaram reduções das emissões de GEE de 2,46 a 3,3 vezes em relação ao cenário-base. Embora essas estimativas apresentem incertezas, os cenários obtidos demonstram a importância da dinâmica do C na biomassa aérea e radicular das plantas na definição da contribuição dos sistemas de produção bovina em pastagens para a problemática do aquecimento global.

**Palavras-chaves:** Estoques temporários de carbono. Fermentação entérica. Pastejo rotativo. Pecuária sustentável. Produção de bovinos de corte. Sustentabilidade.

---

<sup>10</sup> Artigo a ser submetido para avaliação.

<sup>11</sup> E-mail para contato: [milenedick@yahoo.com.br](mailto:milenedick@yahoo.com.br)



## **Possibilities and perspectives of GHG mitigation in grazing beef production: the influence of the productivity of the systems in global warming**

**Author:** Milene Dick

**Adviser:** Prof. Dr. Homero Dewes

**Co-adviser:** Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

### **ABSTRACT**

Numerous mitigation strategies have been proposed in order to reduce greenhouse gas (GHG) emissions from beef cattle, particularly with a view to minimize enteric emissions. However, a more comprehensive analysis, covering the entire production system, may be more assimilable to real situations of production, since the manner and location where animals are bred define their environmental impact. In this sense, it was evaluated the impact of different changes in production practices defined in a baseline scenario of the GHG balance ratios of beef production in southern Brazil. For this, it was carried out the life-cycle assessment (LCA), where all significant flows of CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> were considered, under the premise of the mass and energy balance. In the short term, these changes included: dietary changes in order to (a) improve the distribution of food throughout the year by reducing the periods of feed gap and (b) improve the quality of forage intake, (c) introduce temperate and summer legumes to replace nitrogen fertilization, (d) improve the reproductive rates by increasing the rate of weaning, (e) increase the use of pastures and, (f) increase the rate of discard. It was also considered: (g) increases in carbon stocks due to grazing, and (h) the stabilization of the C stocks in the soil in a perspective of medium and long term. The simulated production unit is comprised of a herd of a hundred females and four males weaned and their progeny during the life of these animals (12 years), considering a discard rate of 20% per year. The system includes besides the animals, land areas used for food production, external inputs, as well as other natural resources and technology necessary for its operation. In this context, it was estimated the emission of 22.5 kg of CO<sub>2</sub> eq. per kg of live weight gain (LWG), in which 84.4% come from the animals. Changes in quality, quantity and distribution of pasture throughout the year generated reductions from 4.84 to 8.92 times in relation to the baseline scenario. When these changes were added to reproductive animal improvements, the values were from 16.33 to 24.24 times smaller. The intensification in the use of pasture applied as additional practice caused an increase of 0.6 kg CO<sub>2</sub> eq. / Kg LWG in GHG emissions and a reduction of 17.64% in land use, while the increasing of the discard rate did not result in significant variations. The inclusion of the effect of grazing on the dynamics of soil C stocks caused the increase of C supplant the total emissions of the systems managed with controlled grazing. Considering the long-term stabilization of soil C stocks, the systems that received nutritional and reproductive improvements presented reductions of GHG emissions from 2.46 to 3.3 times, compared to the baseline scenario. Although these estimates present uncertainties, the scenarios obtained demonstrate the importance of the dynamics of C in stem and root biomass plant in the definition of the contribution of cattle production systems on pastures for the problem of global warming.

**Key words:** Cattle Meat production. Enteric fermentation. Sustainable livestock. Rotational grazing. Temporary Carbon Stocks. Sustainability.



## 1 INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas ocorridas nos últimos tempos colocaram em destaque questões antes vistas como secundárias por diferentes setores da sociedade. Aspectos relacionados com a poluição e a degradação dos ambientes tornaram-se de suma importância. Neste novo contexto mundial, o conhecimento da relação dos sistemas produtivos com o meio ambiente se mostra uma necessidade iminente.

O aumento exacerbado das concentrações atmosféricas dos gases de efeito estufa (GEE) tem sido visto como um dos principais responsáveis por alterações climáticas. Embora as emissões de gás carbônico (CO<sub>2</sub>) tenham como fonte principal o uso de combustíveis fósseis, diferentes autores, tais como SMITH et. al. (2008), salientam a importância do setor primário nas emissões de metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O). Neste sentido, Beauchemin et. al. (2011) ponderam a urgência do setor agrícola se empenhar no sentido de determinar práticas que permitam a mitigação de suas emissões.

Em função da sua grandiosidade e vocação agrícola o Brasil tem se destacado no cenário mundial no que tange as emissões do setor primário. Enquanto no mundo os ruminantes são responsáveis por 25% do metano produzido, no País esta contribuição pode chegar a 70% (LIMA et.al., 2006b). Em resposta a esta problemática, alterações nas dietas e nas práticas produtivas em geral têm sido propostas. Entretanto, antes de recomendar práticas, é de suma importância determinar seus impactos sobre a produção total de GEE, uma vez que a implantação de estratégias de atenuação destinadas a uma parte do ciclo de produção não garantem a redução das emissões totais (BEAUCHEMIN et. al., 2011).

Diante disso, o governo brasileiro tem buscado transmitir ao mundo sua preocupação em solucionar essas questões, apoiando de forma destacada a Convenção das Nações Unidas sobre Mudança do Clima de 1992 (Rio 92), considerada por muitos o marco inicial dos debates sobre sustentabilidade. Em 2010, a Política Nacional de Mudança do Clima (PNMC) foi regulamentada, com metas de corte de emissões entre 36,1% e 38,9%, até o ano de 2020 mesmo o país não sendo obrigado pelos acordos mundiais a estipular metas de redução. Segundo esse documento, as emissões totais projetadas para 2020 no Brasil são de 3.236 milhões de toneladas de CO<sub>2</sub> eq., sendo que a contribuição devida a mudanças no uso da terra corresponde a 1.404 milhões, das quais 730 milhões correspondem ao setor agropecuário (PNMC, 2008).

Com relação à atividade pecuária, o rebanho brasileiro é de mais de 209 milhões de cabeças, sendo que somente na Região Sul estima-se que sejam mais de 27 milhões (IBGE, 2010), ao qual são destinados a nível nacional mais de 160 milhões de hectares. A bovinocultura gera um faturamento de mais de 50 bilhões de reais por ano e oferece cerca de 7,5 milhões de empregos (ABIEC, 2011). Sendo assim, reduções nas emissões deste setor impactam diretamente sobre a emissão do país como um todo.

A Região Sul tem como base econômica o setor primário. Sua vocação cultural e suas peculiaridades climáticas fazem com que a região apresente um potencial único em termos de criação animal. O clima subtropical úmido permite a produção de pasto durante todos os meses do ano e suas estações melhor definidas garantem a produção de espécies de qualidade tanto hibernais quanto estivais. Nesse sentido, estudos que elucidem os impactos da pecuária no meio ambiente, bem como que se preocupem com as características produtivas locais se tornam cada vez mais não somente uma necessidade, mas uma obrigação.

Atualmente, quando se analisa produtos ou sistemas, tem se trabalhado com ferramentas abrangentes, que permitam uma visão holística. A Análise de Ciclo de Vida (ACV) entra neste contexto, pois, como o próprio nome refere, avalia os aspectos ambientais associados a um produto durante o seu ciclo de vida (GOEDKOOOP et. al., 2010). Neste sentido, Beauchemin et. al. (2011), num estudo realizado no Canadá, descrevem como vantagem da ACV o fato dela envolver o sistema de produção inteiro, respondendo por todas suas emissões de gases de efeito estufa, uma vez que o sistema de produção bovina é complexo e inclui cria, recria, terminação, manejo de dejetos, bem como, gestão da produção e fornecimento de alimento. Este enfoque, acoplado a simulações de rebanhos tem sido utilizado em diferentes regiões geográficas e sistemas de produção para estimar as emissões de GEE da produção bovina de corte (CASEY & HOLDEN, 2006; OGINO et. al., 2007; BEAUCHEMIN et. al., 2010; PELLETIER et. al., 2010; BEAUCHEMIN et. al., 2011; entre outros). Sua utilização, no presente trabalho, tem a peculiaridade de ser direcionada para sistemas de produção de bovinos de corte em pastagens (nativas e cultivadas), característicos deste tipo de produção no Sul do Brasil.

Para tanto, foi simulada uma unidade produtiva com sistema de produção típico do Estado do Rio Grande do Sul considerada cenário base, bem como, modificações no manejo dos animais e das pastagens, sobre as quais foram avaliadas as emissões de GEE em kg de CO<sub>2</sub> eq. por kg de ganho de peso vivo (GPV), bem como, demais aspectos ambientais relacionados à problemática das mudanças climáticas. Foram avaliados os efeitos de curto prazo: (a) da melhoria da distribuição de alimento ao longo do ano reduzindo as épocas de “vazio forrageiro”



(b) do incremento da qualidade da forragem ingerida; (c) da substituição da fertilização nitrogenada pelo uso de leguminosas hibernais e estivais; (d) da melhoria dos índices reprodutivos pelo incremento da taxa de desmame; (e) da intensificação do uso das pastagens e; (f) do aumento da taxa de descarte. Também foram considerados: (g) os incrementos potenciais dos estoques de carbono devidos ao pastejo e; (h) a estabilização dos estoques de C no solo numa perspectiva de médio e longo prazo.

## **2 METODOLOGIA**

### **2.1 CÁLCULO DAS EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA**

A proposta avaliou as emissões de GEE da unidade produtiva como um todo durante a totalidade da vida produtiva das fêmeas de cria, incluindo: as emissões de CH<sub>4</sub> pelos animais via fermentação ruminal e via dejeções; as emissões de N<sub>2</sub>O diretas e indiretas do estrume e; as emissões e remoções de CO<sub>2</sub> pela gestão de solos e pastagens. As diferentes estimativas foram realizadas segundo procedimentos sugeridos pelo IPCC (2006a) e IPCC (2006b) – anexos A, B e C.

#### **2.1.1 Emissões de CH<sub>4</sub>**

As emissões entéricas de CH<sub>4</sub> para cada categoria animal foram calculadas através do *tier 2* do IPCC (2006b) modificado. Os animais foram classificados em terneiros, novilhos, novilhas, vacas, bois e touros com discriminação de sexo, idade e peso. Valores diários de energia líquida (NE), necessários para cada fase da produção foram estimados a partir das energias de manutenção, atividade, crescimento, gestação, lactação e trabalho, conforme apropriado. O consumo de energia bruta (GE) necessário para atender às exigências de NE foi então estimado segundo a digestibilidade da dieta. O CH<sub>4</sub> entérico foi calculado a partir da GE ingerida utilizando fatores específicos de conversão (Y<sub>m</sub>), que representa segundo Beauchemin et. al. (2011) a percentagem de metano entérico emitida conforme a dieta, sendo diretamente proporcional a GE ingerida.

As emissões de CH<sub>4</sub> a partir do estrume foram calculadas com base na produção de sólidos voláteis de acordo com o IPCC (2006b) considerando a ingestão de GE do animal e a

digestibilidade da dieta. A produção de sólidos voláteis foi multiplicada pela capacidade máxima de produção de CH<sub>4</sub> do estrume (que depende do tipo de alimento ingerido e do clima) e pelo fator de conversão de CH<sub>4</sub> correspondente à forma de gestão dos dejetos, considerando-se para este efeito a deposição do esterco diretamente no solo pelos animais.

### **2.1.2 Emissões de N<sub>2</sub>O**

As emissões diretas de N<sub>2</sub>O foram calculadas pela diferença da ingestão e da retenção de N pelos animais. Para o cálculo foram consideradas a GE ingerida e a proteína bruta da dieta a fim de estimar-se a ingestão, da qual foram subtraídas as energias retidas para o crescimento, lactação, etc.

As emissões indiretas de N<sub>2</sub>O (ou seja, perdas por lixiviação e volatilização) correspondem a perdas estimadas de nitrogênio (N) oriundo do esterco, resíduos vegetais, fertilizantes e fixação biológica.

### **2.1.3 Emissões e remoções de CO<sub>2</sub>**

A abordagem adotada assume que áreas manejadas de forma similar durante longos períodos de tempo (várias décadas) se aproximaram do estado estacionário de armazenamento de carbono (C) no solo, onde a troca líquida de CO<sub>2</sub> é desprezível. Mudanças no uso da terra ou na gestão, no entanto, podem induzir ganhos ou perdas de C no solo.

Os teores de carbono fixados em função de mudanças do uso da terra foram determinados através da quantificação do acréscimo de matéria seca (MS) devido à adoção sucessiva de práticas de melhoramento das pastagens quais sejam: fertilização; introdução de gramíneas e leguminosas hibernais e estivais e; melhoria da utilização. Estimou-se o acréscimo de biomassa aérea, radicular e extra radicular do qual foi subtraído o C exportado e emitido pelos animais (respiração, fermentação entérica) e pelo solo. Para tanto, utilizou-se os valores de relação parte aérea / raiz (0,5) e teor de C na MS (0,453) propostos pelo IPCC (2006b); o teor de 0,65 do total de raízes sugerido por Santos et. al. (2011) para estimar o material extra radicular; os valores de C na carcaça de bovinos de corte (5,1%) e de CO<sub>2</sub> da respiração dos animais (2,5 kg/dia) propostos por Byrne et. al. (2007). Por fim, através do fator relativo de conversão da variação do C adicionado anualmente pela pastagem em provável incremento do

C do solo (0,147) proposto por Santos et. al. (2011), estimou-se o incremento ou sequestro potencial de C no solo.

## 2.2 DESCRIÇÃO DA ACV

A ACV foi realizada segundo os procedimentos sugeridos pela ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006). O objetivo principal foi avaliar os impactos de variações nas práticas produtivas sobre o balanço de GEE, bem como, demais aspectos ambientais relacionados à problemática das mudanças climáticas, característicos da produção bovina de corte tradicional da Região Sul do Brasil. Mais especificamente, buscou-se estimar os efeitos de curto prazo: (a) do ajuste de oferta de forragem ao longo do ano, com vistas à redução do vazio forrageiro com introdução de gramíneas hibernais; (b) da melhoria da qualidade do alimento ingerido através da introdução de gramíneas hibernais e tropicais; (c) da introdução de leguminosas (hibernais e estivais) em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados; (d) do incremento da taxa de desmame através da melhoria do manejo reprodutivo; (e) da intensificação do uso das pastagens e; (h) do aumento da taxa de descarte anual. Por fim, foram considerados os efeitos (i) do pastejo sobre os estoques de carbono do solo e; (j) da estabilização dos estoques de C no solo, numa perspectiva de médio e longo prazo.

Para tanto, foram calculadas os impactos ambientais da produção bovina, desde o nascimento até a saída dos animais da unidade produtiva para o abate. A unidade funcional adotada foi a produção de 1 kg de ganho de peso vivo, sendo que as diferentes emissões foram expressas em kg CO<sub>2</sub> eq., com base em seu potencial de aquecimento global num horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100), considerando para a conversão: kg CO<sub>2</sub> x 1; kg CH<sub>4</sub> x 22 e kg N<sub>2</sub>O x 298 (GOEDKOOOP et. al., 2009). Quando pertinente, os valores de ocupação da terra e de depleção de combustíveis fósseis, apresentados de forma complementar, foram expressos em m<sup>2</sup>a / GPV e oil eq. / GPV, respectivamente.

A análise foi realizada ao longo de um ciclo de 12 anos incluindo desta forma o total de emissões de GEE das vacas, touros e de sua progênie. Para maior clareza, os sistemas foram descritos com vacas e touros inicialmente com a mesma idade com substituição gradativa destes animais ao longo dos anos, em função da disponibilidade de fêmeas para a reposição. Os sistemas se iniciam no desmame dos animais formadores do plantel e terminam quando 100% destes animais são substituídos.

Os dados foram analisados com o auxílio do software SIMAPRO® versão 7.3.3 (GOEDKOOOP et. al., 2010), utilizando-se com fonte de dados secundários as bases de dados Ecoinvent® e LCAfood® incorporadas ao mesmo. Na análise de impacto utilizou-se o método Recipe *midpoints* com parâmetros de normalização *world H*, devido à sua atualização e abrangência (GOEDKOOOP et. al., 2009).

## 2.3 CONSTRUÇÃO DO INVENTÁRIO DO SISTEMA PRODUTIVO

As informações utilizadas foram obtidas a partir de bases de dados e de referências bibliográficas (ZIMMER & EUCLIDES FILHO, 1997; LOBATO, 1999; EUCLIDES FILHO, 2000; NRC, 2000; CORRÊA et. al., 2001; OLIVEIRA et. al., 2006; LIMA et. al., 2006b; IPCC, 2006b; KICHEL et. al., 2011; entre outros), bem como, de diferentes agentes ligados à atividade, que permitiram, inicialmente a caracterização do cenário base. A partir desta descrição foram adicionados dados relativos à aplicação das diferentes práticas produtivas melhoradoras que embasaram a construção dos cenários propostos (SANTOS, et. al., 2011; BYRNE et. al., 2007, etc.), cujos principais parâmetros estão descritos no apêndice A.

### 2.3.1 Cenário-base

Este cenário reflete as práticas produtivas utilizadas nos sistemas de criação de bovinos de corte tradicionais do Sul do Brasil. A unidade produtiva simulada foi localizada no Estado do Rio Grande do Sul, sendo uma área geográfica caracterizada por conjuntos distintos em termos geológicos, de relevo, solos, cursos d'água, vegetação e fauna. O clima predominante é o subtropical úmido com temperaturas médias ao longo do ano de 18,8 ° C e índice pluviométrico de 1672 mm / ano (Cordeiro, 2010).

A alimentação é baseada no campo nativo em todas as épocas do ano e não há nenhum tipo de suplementação. Há áreas degradadas em função da baixa oferta de forragem, com a presença de cupinzeiros, áreas de solo descoberto e de erosão, bem como acúmulo de “palhada” de plantas menos palatáveis que acabam predominando no campo em função da competição, diminuindo, ainda mais, a qualidade da forragem ingerida, retratada no valor do Ym (7,2). Os índices produtivos são abaixo dos considerados adequados em termos zootécnicos, ocasionando o aumento do tempo de permanência dos animais nesse tipo de sistema.

A unidade produtiva simulada foi composta de um rebanho originado a partir de 100 fêmeas e quatro machos desmamados com uma idade média de seis meses e peso ao desmame de 150 e 170 kg, respectivamente, e da sua progênie durante o período de vida produtiva dessas fêmeas, considerando uma taxa de descarte de 20 % ao ano. O ganho médio de peso durante os primeiros seis meses pós-desmame foi estimado em 0,1 kg / dia. A partir deste período, estimou-se um ganho médio de peso diário de 0,23 kg (KICHEL et. al. 2011 modificado), uma taxa de mortalidade pós desmama de 4% e a idade das vacas por ocasião da primeira cria de 48 meses (EUCLIDES FILHO, 2000). Para a definição da taxa de desmame adotou-se o valor de 55%, considerado para a região no inventário brasileiro de emissões (LIMA et. al., 2006b). A longevidade foi definida em função da idade ao primeiro parto, do intervalo médio entre partos (21 meses, conforme EUCLIDES FILHO, 2000) e da necessidade de reposição da totalidade do rebanho de cria. A progênie, a exceção das fêmeas de reposição, foi comercializada com peso médio de abate de 440 kg para os machos e 420 kg para as fêmeas.

A produção média estimada de forragem foi de 3000 kg MS / ha / ano. Considerando-se esta produção, o consumo médio estimado por animal adulto foi de 8,1 kg MS / animal / dia para forragens de média e baixa qualidade (NRC, 2000), com uma taxa de digestibilidade de 47%. A modalidade de manejo adotada foi o pastejo contínuo, com uma alta utilização de área por animal, pouca ou nenhuma subdivisão e eficiência de utilização de forragem de 50% (SANTOS et. al., 2011, modificado) resultando numa lotação média anual de 0,51 UGM / ha (1 UGM = 450 kg). Assim, ao longo do período avaliado, levando-se em conta o número médio de animais por ano, foram necessários 275,77 ha para o adequado funcionamento do sistema.

### **3 ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO**

Várias estratégias de mitigação foram propostas de forma a simular a aplicação de melhorias no cenário-base, com vistas à determinação de seus efeitos sobre as emissões de gases de efeito estufa e de curto e longo prazo e da conseqüente viabilidade dos cenários alternativos assim caracterizados (apêndice A).

### **3.2.1 Cenário 1 – Introdução de gramíneas hibernais no campo nativo com fertilização nitrogenada**

Foi proposto um cenário com sobressemeadura de gramíneas de inverno com fertilização nitrogenada e pastoreio rotativo com troca semanal de poteiros (com eficiência de utilização de forragem estimada em 70%) a fim de promover uma maior quantidade e qualidade de forragem, sobretudo, nos meses considerados mais críticos na região. O intuito do cenário é propor uma correção da escassez sazonal de alimento típica do período outono-inverno, através da introdução de espécies cultivadas bem adaptadas à região.

Com este ajuste, considera-se um ganho de peso diário de 0,5 kg como média anual de produção. A evolução do rebanho foi realizada de maneira similar ao cenário base (100 terneiras e 4 terneiros desmamados com uma idade média de 06 meses), durante 12 anos, para manter a mesma relação. Os pesos de desmame foram estimados em 190 e 210 (fêmeas e machos, respectivamente) conforme descrito na literatura para animais criados em pastagens de inverno (LOBATO, 1999; OLIVEIRA et. al., 2006, etc.). O ganho de peso proposto para os primeiros seis meses pós-desmame foi de 0,2 kg / dia, a idade à primeira cria de 30 meses e as taxas de desmame e de mortalidade foram mantidas nos mesmos valores estimados no cenário-base. Neste sistema o tempo necessário para os animais chegarem ao peso de abate (460 kg – fêmeas e 480 kg – machos) foi estimado em 27,5 meses.

Para a implantação da pastagem considerou-se uma roçada por ano, uma aplicação de 2 ton / ha de calcário a cada seis anos e a aplicação de fertilizantes (100 kg / ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – superfosfato triplo; 130 kg / ha de K<sub>2</sub>O – cloreto de potássio e 200 kg / ha de N – uréia) e sobressemeadura de gramíneas (40 kg de sementes / ha) a cada dois anos. A taxa de digestibilidade média do ano foi estipulada em 52% com um consumo de matéria seca de 9,99 kg / animal / dia e um Y<sub>m</sub> de 6,7. A produção estimada de forragem foi de 11500 kg MS / ha / ano, configurando uma mudança de uso da terra (aumento da produção de biomassa de 8500 kg MS / ha / ano, em relação ao cenário base) com consequente previsão de incremento do estoque de carbono no solo. A área necessária para este sistema foi de 55,80 ha com uma lotação média de 2,21 UGM / ha.

### **3.2.2 Cenário 2 – Introdução de gramíneas hibernais e estivais no campo nativo com fertilização nitrogenada**

Efeitos da inclusão no cenário 1 da semeadura de gramíneas de verão com fertilização nitrogenada e pastoreio rotativo com troca semanal de poteiros (eficiência de utilização de forragem de 70%) são avaliados nesse cenário. A proposta visa aumentar a produção e a qualidade de forragem, através do incremento forrageiro nos meses de verão, resultando em um ganho de peso diário de 0,8 kg. Os pesos estimados ao desmame foram de 210 e 230 kg (fêmeas e machos respectivamente). O ganho de peso inicial (até 12 meses) foi considerado de 0,5 kg / dia, de forma que o peso de abate de 480 e 500 kg (fêmeas e machos respectivamente) fosse alcançado, em média, aos 19,5 meses e a idade das fêmeas por ocasião da primeira cria reduzida para dois anos.

A produção forrageira determinada foi de 23000 kg MS / ha / ano configurando uma nova mudança de uso da terra (incremento da produção de biomassa de 20000 kg MS / ha / ano, em relação ao cenário base), com conseqüente previsão de aumento do estoque de carbono do solo. A lotação média calculada foi de 3,77 UGM / ha, sendo necessária neste sistema uma área de 37,46 ha. O consumo estimado por animal foi de 11,7 kg MS em média, o valor de Ym foi definido em 6,2 e da digestibilidade de forragem em 65%. Além das atividades realizadas para a implantação das forragens hibernais, descritas no cenário 1, foram elencadas as práticas agrícolas necessárias para o estabelecimento de pastagens de verão. Assim, o sistema incluiu duas roçadas por ano, fertilização (100 kg / ha de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> – superfosfato triplo; 130 kg / ha de K<sub>2</sub>O – cloreto de potássio e 200 kg / ha de N – uréia) e semeadura de gramíneas estivais e hibernais (ambas com 40 kg de sementes / ha) uma vez por ano e calagem (2 ton / ha) a cada três anos.

### **3.2.3 Cenário 3 e 4 – Introdução de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados**

A introdução de leguminosas hibernais (10 kg de sementes /ha) e tropicais (40 kg de sementes /ha) em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados nos cenários 1 e 2 foi analisada, respectivamente, nos cenários 3 e 4. Para os cálculos, estimou-se os teores de nitrogênio fixados anualmente equivalentes aos aplicados na forma de fertilizante nitrogenado quando da utilização deste insumo. A digestibilidade de forragem foi estimada em 55 e 67% e o ganho de peso ajustado para 0,6 e 1 kg, respectivamente, para os cenários 3 e 4, em função

do acréscimo de qualidade de forragem propiciado pelas leguminosas. Os valores previstos de Ym foram, respectivamente, 6,5 e 6,2.

### **3.2.4 Cenários 5 e 6 – Incrementos da taxa de desmame**

Foram considerados os efeitos da melhoria dos índices reprodutivos do rebanho (55% de taxa de desmame no cenário base, bem como, nos demais cenários anteriores) a partir dos parâmetros que caracterizam os cenários 3 e 4, dando origem, respectivamente, aos cenários: (5) 78% de taxa de desmame e (6) taxa de desmame de 85%, ambos com mortalidade pós-desmame de 1%.

### **3.2.5 Cenários 7 – Intensificação da utilização da pastagem**

A utilização de pastoreio rotativo com troca diária de piquetes, em substituição à rotação semanal de poteiros adotada no cenário 6 foi avaliada no presente cenário, como forma de otimizar o uso da terra e aumentar a eficiência de utilização da pastagem (85%), bem como, sua qualidade, expressa pela digestibilidade de forragem estimada em 70% e pelo Ym de 6,0.

A lotação média calculada foi de 4,58 UGM / ha, sendo necessária neste sistema uma área de 31,75 ha. Mesmo sabendo-se que o maior controle do crescimento da pastagem, pode reduzir a taxa de senescência e incrementar a produção de biomassa, a produção forrageira foi mantida em 23000 kg MS / ha / ano, para evitar erros de interpretação.

### **3.2.6 Cenário 8 a 10 – Redução da vida produtiva das vacas**

Foram avaliados aumentos da taxa de descarte de vacas em produção de forma a reduzir em um ano sua vida produtiva nos seguintes cenários: (8) cenário-base com 25% de taxa média de descarte anual (TD) ao invés de 20% considerada na sua definição; (9) cenário 5 com TD de 14,3% ao invés de 12,5%; e (10) cenário 7 com TD de 12,5% ao invés de 11,1%.

### **3.2.7 Cenário 11 a 13 – Incremento dos estoques de carbono devido ao pastejo**

Foi avaliado o efeito do pastejo – considerado por vários autores (HART, 2001; REEDER & SCHUMAN, 2002; PUCHETA et. al. 2004; OLSEN et. al. 2011; entre outros) como preponderante na definição da dinâmica da vegetação, da distribuição da biomassa aérea



e radicular e de suas taxas de renovação – sobre o incremento de C no solo devido a mudanças no uso da terra, nas condições dos cenários 5, 6 e 7. Assim, incrementos da frequência de espécies forrageiras perenes, com sistema radicular mais denso e fibroso, e de porte baixo, da biomassa subterrânea, bem como, das taxas de renovação da biomassa aérea e radicular, demonstrados na literatura para sistemas pastejados, foram considerados nos cenários 11 a 13. Para tanto, simulou-se incrementos gradativos do fator de repartição da biomassa aérea e radicular (0,5 no padrão geral do IPCC, 2006b), a fim de examinar sua influência sobre o balanço de carbono desses sistemas.

### **3.2.8 Cenário 14 a 16 – Estabilização dos estoques de carbono ao longo do tempo**

A proposição destes cenários visa incorporar ao conjunto de possibilidades de mitigação uma perspectiva de médio e longo prazo, como complemento das intervenções sugeridas no curto prazo. Assim, a partir dos cenários 5 a 7 foram simulados cenários (14 a 16) onde se estima a estabilização dos estoques de carbono do solo após 20 a 50 anos de incremento gradativo dos mesmos, caracterizando o alcance do ponto de equilíbrio característico da nova forma de uso da terra.

## **4 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### **4.1 CENÁRIO-BASE**

A ACV do sistema extensivo resultou em uma emissão de GEE de 22,5 kg de CO<sub>2</sub> eq. por kg de ganho de peso vivo (GPV), sendo destes, 84,4% oriundos dos animais, 15,4% do campo nativo e 0,2% referentes à suplementação mineral (sal comum) e ao fornecimento de água (aguada natural). Conforme detalhado na tabela 1, as vacas representam 30,57% do plantel e contribuem com 39,59% das emissões dos animais, seguidas pelas novilhas, que emitem 25,6% dos GEE e representam 29,62% do número de animais. A emissão de CH<sub>4</sub> pelos dejetos representou somente 0,12% do total emitido, sendo considerada pouco relevante. Com relação ao uso da terra, o sistema apresentou uma necessidade de 234,78 m<sup>2</sup>a para a produção de 1 kg GPV.

**Tabela 1** – Distribuição das emissões de metano e dos animais por categorias em porcentagem

<b>Categorias</b>	<b>% das emissões</b>	<b>% n° animais</b>
Terneiros	12,44	20,12
Machos / recria	12,48	13,27
Fêmeas / recria	25,60	29,62
Vacas	39,59	30,57
Bois	6,60	5,08
Touros	3,30	1,34
	<b>100</b>	<b>100</b>

Fonte: elaborado pelos autores

## 4.2 AVALIAÇÃO DAS ESTRATÉGIAS DE MITIGAÇÃO

### 4.2.1 Cenário 1 – Introdução de gramíneas hibernais no campo nativo com fertilização nitrogenada

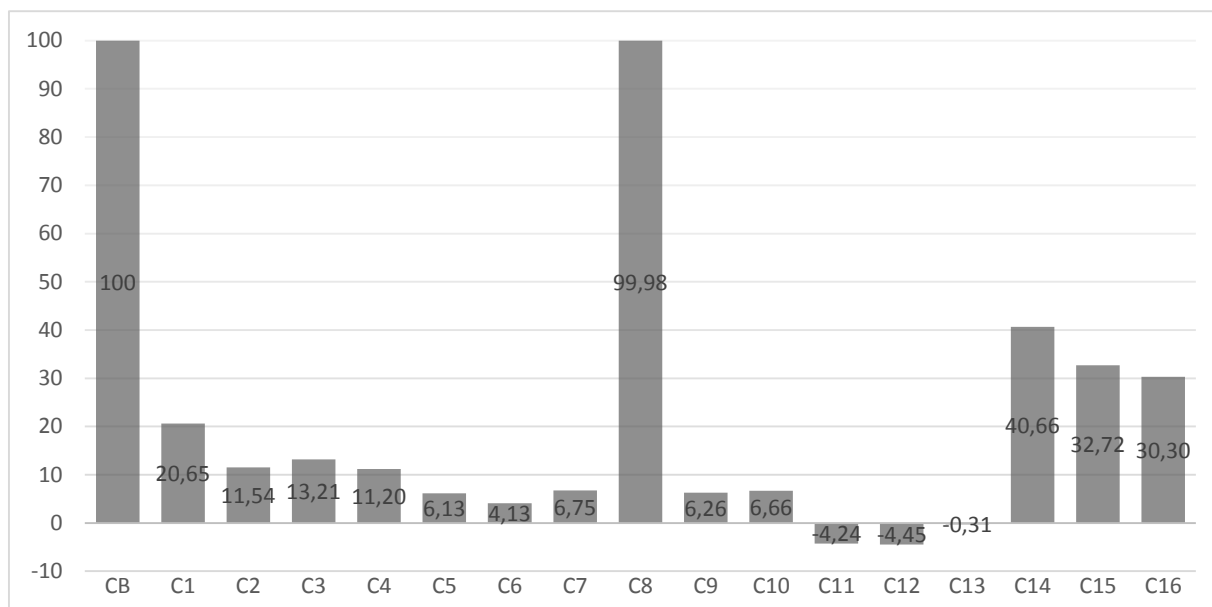
A emissão de GEE neste sistema foi, em termos comparativos percentuais, de 20,65% do valor observado no cenário-base (figura 1), ou seja, 4,84 vezes menor, apesar do incremento observado na depleção de combustíveis fósseis de 0,004 para 0,577 kg de óleo eq. / kg GPV, entre o cenário-base e o cenário 1 (apêndice B).

Esta diferença deve-se primeiramente à diminuição do tempo de permanência dos animais no sistema que, juntamente com um aumento produtivo de 31,67 % permitiu que a emissão de GEE por kg de PV pelos animais, fosse menor (10 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV ao invés de 19,05 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV estimado no cenário-base) (apêndice C). O incremento da qualidade da pastagem colaborou para esta redução devido ao aumento da digestibilidade (de 47% para 52%) e à alteração do Y<sub>m</sub> de 7,2 para 6,7. Além disso, o aumento da produção forrageira observado no cenário (de 3000 para 11500 kg MS / ha / ano) caracterizando uma mudança de uso da terra resultou em um valor negativo de emissão de GEE pelas pastagens que compensou parte do total de emissões (-5,46 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV).

A suplementação mineral na forma de sal mineral composto e o fornecimento de água em bebedouros introduzidos no cenário pouco alteraram os resultados (de 0,045 para 0,11 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV).

Nessas condições, o valor observado para o uso da terra foi 10,69% do obtido no cenário-base, o que corresponde a uma exigência de área 9,35 vezes menor.

**Figura 1** – Emissão de GEE dos diferentes cenários em % em relação ao cenário-base



**Fonte:** elaborado pelos autores

#### **4.2.2 Cenário 2 – Introdução de gramíneas hibernais e estivais no campo nativo com fertilização nitrogenada**

A melhoria forrageira a partir da introdução de gramíneas estivais resultou em uma emissão de GEE de 11,54% do valor observado no cenário-base, sendo 8,66 vezes menor apesar da depleção de combustíveis fósseis de 0,455 kg de oil eq. / kg GPV, característica do cenário. Em relação ao cenário 1, este valor corresponde a uma redução de 44,11% das emissões de GEE. Estes valores são resultado de uma melhoria do nível de produção (46,23% em relação ao cenário-base) e da redução do tempo de permanência que ocasionam uma emissão de GEE pelos animais de 7,61 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, sendo este valor menor que o observado no cenário anterior (10 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV). Novos incrementos na qualidade da pastagem com aumento da digestibilidade (de 52% para 65%) e a diminuição do Y<sub>m</sub> de 6,7 para 6,2, juntamente com o aumento mais importante da produção forrageira (de 3000 para 23000 kg MS / ha / ano) resultaram em um valor de emissão de GEE pela pastagem de -5,08 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV.

O sal mineral composto e o fornecimento de água em bebedouros contribuíram para o total das emissões com 0,07 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV.

Com relação ao uso da terra, obteve-se um valor 4,02% do cenário-base, ou seja, 24,85 vezes menor. Este valor corresponde a uma redução de 62,35% em relação ao cenário 1, onde somente foram introduzidas gramíneas de inverno.

#### **4.2.3 Cenários 3 e 4 – Introdução de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados**

O efeito mais evidente da introdução de leguminosas que caracteriza estes cenários é a melhoria da qualidade da pastagem expressa pelo aumento da digestibilidade (de 52% para 55% e de 65% para 67%, respectivamente, nos cenários 3 e 4) e pela diminuição do Ym no cenário 3 (de 6,7 para 6,5). Como resultado obteve-se valores de emissões de GEE que correspondem a 13,21% e 11,20%, do observado no cenário-base. Com relação ao cenário 1, o valor obtido no cenário 3 representa uma redução das emissões de GEE de 36,01%, evidenciando a vantagem do uso de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados. A introdução de leguminosas de verão, caracterizada no cenário 4, gera uma redução nas emissões de GEE de 15,26% em relação aos valores obtidos no cenário 3.

Parte desta redução se deve ao acima referido acréscimo da qualidade das pastagens que motivou uma redução dos valores de emissão de GEE oriundos dos animais de 10 e 7,61 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV nos cenários 1 e 2, para 8,75 e 7,45 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV nos cenários 3 e 4, ao passo que os valores de emissões das pastagens foram de -5,87 e -4,98 CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV respectivamente. Conforme destacado por autores como Piorr (2003), a redução do uso de fertilizantes nitrogenados na produção agrícola em geral, representa uma medida de mitigação de GEE *per se*, devida à redução do uso de combustíveis fósseis. Considerando a depleção de combustíveis fósseis, enquanto os cenários 1 e 2 apresentam valores de 0,577 e 0,455 kg de óleo eq. / kg GPV, os cenários 3 e 4 exibem valores negativos (-0,125 e -0,061 kg de óleo eq. / kg GPV), devido à fixação de nitrogênio pelas leguminosas que compensa todas as demais utilizações destes combustíveis.

O sal mineral composto e o fornecimento de água em bebedouros responderam por 0,09 e 0,05 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV do total das emissões, respectivamente.

No que se refere ao uso da terra, o cenário 3 apresentou um valor 8,96% do valor do cenário base. Quando comparado com o cenário 1, este valor corresponde a uma redução de 16,21%. Já quando comparados os valores obtidos, respectivamente, para os cenários 4 e 3,

visualiza-se uma redução de 63,53% no total de área utilizada, de forma similar ao obtido na comparação dos cenários 1 e 2 (62,35%).

#### **4.2.4 Cenários 5 e 6 – Incremento da taxa de desmame**

A melhoria dos índices reprodutivos, caracterizada pelo aumento das taxas de desmame de 55% para 78% e 85%, respectivamente nos cenários 5 e 6, resultou em reduções das emissões de GEE equivalentes a 6,13% e 4,13% do valor obtido no cenário base. Em relação aos cenários 3 e 4, observou-se uma redução de 53,64% e 63,16% no total de emissões, em resposta ao incremento produtivo (26,24% e 31,32% respectivamente), devido ao aumento do número de terneiros desmamados anualmente. Isso ocorre em função do efeito de diluição das emissões por uma maior quantidade de produto observado, apesar do aumento do número total de animais e, por conseguinte, de suas emissões.

Os valores das emissões de GEE oriundas dos animais foram estimados em 7,16 e 5,85 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, sendo menores que os observados nos cenários 3 e 4 (8,75 e 7,45 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV).

#### **4.2.5 Cenários 7 – Intensificação da utilização da pastagem**

A alta qualidade da forragem, expressa pelos valores de digestibilidade (70%) e Y<sub>m</sub> (6,0) e o incremento da eficiência de utilização das pastagens de 70% para 85% são resultados da melhoria da forma de utilização. Em relação ao valor de referência (cenário base), as emissões de GEE neste sistema corresponderam a 6,75%.

O valor bruto das emissões de GEE (1,52 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV), quando comparado com o obtido no cenário 6, foi superior em 0,59 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, pois, com o aumento da eficiência de utilização das pastagens houve um incremento do número de animais / ha, bem como, de suas emissões, acompanhado da redução da área de pastagens / animal, cujas emissões são negativas. De forma concomitante, a intensificação de uso da pastagem que caracteriza o cenário permitiu uma redução no uso da terra de 17,64%.

#### **4.2.6 Cenário 8 a 10 – Redução da vida produtiva das vacas**

A diminuição da idade produtiva das vacas, através do aumento das taxas de descarte, trouxe impactos pequenos em termos de emissões de GEE (-0,0037, 0,0307 e -0,0212 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente para os cenários 8, 9 e 10). Este fenômeno deve-se provavelmente ao grande impacto da fermentação entérica dos animais na definição do total de emissões, diferentemente do observado em estudos similares realizados em sistemas mais intensivos – tais como os simulados por Beauchemin et. al. 2011, que incluem fases do sistema de criação em confinamento – nos quais as emissões de gases de efeito estufa oriundas de operações mecanizadas e do manejo dos dejetos, apresentam uma maior importância relativa. Nestes casos, a redução da vida produtiva das fêmeas de cria tende a aumentar o total de emissões de GEE por unidade de produto, devido ao simples fato das mesmas serem expressas com base numa menor produção.

#### **4.2.7 Cenário 11 a 13 – Incremento dos estoques de carbono devido ao pastejo**

A inclusão do efeito do pastejo no cálculo das variações dos estoques de carbono anulou o total de emissões de GEE nos cenários 11 a 13 com a utilização de valores do fator de repartição da biomassa aérea e radicular a partir de 0,8 (ao invés de 0,5 utilizado nos cenários anteriores). Para uma melhor apreciação da importância deste fenômeno, cabe lembrar que segundo Pucheta et. al. (2004) o efeito do pastejo pode dobrar o total de biomassa radicular e que este acréscimo é tanto maior quanto mais intenso for o pastoreio (REEDER & SCHUMAN, 2002), a condição de que a cobertura do solo e a oferta de forragem sejam adequadas.

#### **4.2.8 Cenário 14 a 16 – Estabilização dos estoques de carbono ao longo do tempo**

Com a estabilização dos estoques de C no solo que tende a ocorrer em áreas com o mesmo manejo produtivo após longos períodos, simulada nos cenários 14 a 16, observa-se um incremento das emissões de GEE em relação aos cenários 5 a 7 (devido à supressão do sequestro de carbono contabilizado nos mesmos). Mesmo assim, os valores obtidos correspondem a 40,66%, 32,72% e 30,30% das emissões de GEE características do cenário-base (9,16; 7,37 e 6,83 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente), evidenciando a efetividade das melhorias introduzidas em termos de mitigação dos impactos ambientais, mesmo após longos períodos de sua implementação.

### 4.3 COMPARAÇÕES COM OUTROS TRABALHOS

A comparação entre estudos desta natureza nem sempre é fácil devido a diferenças nas escolhas metodológicas, tais como, unidade funcional, limites do sistema, métodos de caracterização, nível de detalhamento, abrangência e escala de tempo (HALBERG et. al., 2005; CASEY & HOLDEN, 2006; DE VRIES & DE BOER, 2010; WEISS & LEIP, 2012), mesmo quando os objetos de análise são similares. Apesar destas dificuldades, buscou-se comparar os resultados obtidos com os apresentados por outros autores em diferentes regiões do mundo e sistemas pecuários, a fim de contextualizar as diferentes alternativas propostas.

Assim, considerando os valores de emissões de GGE (22,5 kg CO<sub>2</sub> / kg GPV) característicos do cenário-base (CB) observa-se que os mesmos são superiores aos obtidos por Dollé, et. al. (2011) em sistemas produtivos franceses (14,8 e 16,5 kg CO<sub>2</sub> eq / kg GPV). Em relação a trabalhos, cujas emissões de GEE são expressas em kg de carcaça quente (HSCW), o valor das emissões do CB (45 kg CO<sub>2</sub> / kg HSCW, considerando um rendimento de carcaça de 50%), é similar aos obtidos por Weiss & Leip (2012) para sistemas pecuários da ilha de Chipre e da Letônia (acima de 40 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW). Entretanto, os valores observados por estes mesmos autores na Áustria e na Holanda (14,2 e 17,4 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW), assim como, os propostos por Nguyen et. al. (2009) como média da União Europeia (27,3 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg HSCW) e por Stackhouse-Lawson (2012) na Califórnia (10,7 a 22,6 kg Co<sub>2</sub> eq. / kg HSCW), reproduzem a diferença observada em relação aos sistemas franceses. Estes contrastes representam a variação de valores de emissões de GEE por unidade de produto, observada entre sistemas intensivos de produção, característicos de países desenvolvidos – onde a maior produção exerce um efeito de diluição do total de emissões – e sistemas extensivos, encontrados nos demais países, nos quais a totalidade das emissões é atribuída a menores quantidades de produto.

Os resultados obtidos a partir da aplicação de práticas melhoradoras mostram diferentes possibilidades de redução das emissões de GEE, reiterando as afirmações de Capper et. al. (2009a) e Capper et. al. (2009b), segundo os quais a melhoria produtiva é essencial para a mitigação dos impactos ambientais.

A simples introdução de gramíneas hibernais com fertilização à base de N, P e K, no cenário 1, permitiu a redução das emissões de GEE para 4,65 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV (em comparação com 22,5 kg CO<sub>2</sub> / kg GPV característicos do CB). Este efeito foi potencializado

no cenário 2, onde a introdução de gramíneas estivais, em adição às melhorias do cenário 1, motivou novas reduções resultando em emissões de GEE de 2,6 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV. Os incrementos observados nos dois cenários: na oferta de forragem (kg MS); na qualidade do alimento ingerido (digestibilidade e Y<sub>m</sub>); na distribuição da produção forrageira ao longo do ano, evitando períodos de escassez e; na eficiência de utilização das pastagens devido à adoção de pastoreio rotativo com troca semanal de poteiros, impactaram fortemente sobre os parâmetros produtivos. De forma similar ao observado em diversos trabalhos (SOUSSANA et al, 2010; DOLLÉ, et. al., 2011; BEAUCHEMIN et. al., 2011) ao alterar, de forma concomitante, parâmetros definidores das emissões de GEE, oriundas da fermentação entérica dos animais, e da contribuição da pastagem que, num contexto de mudança de uso da terra, passa a constituir-se num sumidouro de C, os impactos ambientais do sistema produtivo se modificaram radicalmente.

A racionalização do uso da terra que acompanha estas modificações, também deve ser considerada, dada a importante redução dos valores obtidos para os cenários 1 e 2 em relação ao CB (25,10 e 9,45m<sup>2</sup>a / kg GPV, respectivamente, ao invés de 234,78 m<sup>2</sup>a / kg GPV do CB). A média destas variações é praticamente igual à observada por Bartl et. al. (2011) no Peru (13,6 e 13,5, respectivamente), onde as melhorias produtivas foram associadas a reduções no uso da terra. A importância destas modificações foi destacada por Cederberg et. al. (2009), segundo os quais tais melhorias diminuem as pressões locais em termos de uso da terra, permitindo estancar ou mesmo reverter a expansão da produção em ecossistemas onde haja nítido interesse na manutenção de seu estado natural.

Da mesma forma, a introdução de leguminosas hibernais e tropicais em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados, que caracteriza os cenários 3 e 4, originou diferentes respostas positivas. Os valores de emissões de GEE obtidos (2,98 e 2,52 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente) corroboram as afirmações de Piorr (2003) e Yan et.al. (2013) que consideram a redução do uso de fertilizantes nitrogenados como uma importante medida de mitigação de GEE, atribuída à redução do uso de combustíveis fósseis (-0,1255 e -0,0612 kg oil eq. / kg GPV nos cenários 3 e 4 ao invés de 0,5770 e 0,4545 kg oil eq. / kg GPV nos cenários 1 e 2).

Assim como as melhorias produtivas relacionadas com a alimentação dos animais, incrementos reprodutivos, introduzidos nos cenários 5 e 6, resultaram em reduções das emissões de GEE (1,38 e 0,93 kg CO<sub>2</sub> eq. / GPV ao invés de 2,98 e 2,52 nos cenários 3 e 4). A combinação de aumentos das taxas de desmame e reduções da mortalidade gerou um aumento



no número de terneiros produzidos por fêmea que resultou no incremento da produtividade total do sistema, tendo como consequência a diminuição das emissões por kg GPV.

A utilização de pastoreio rotativo com troca diária de piquetes no cenário 7, proposto como forma de aumento da eficiência da utilização das pastagens permitiu, provavelmente, reduções na taxa de senescência e nas perdas de forragem por pisoteio dos animais, resultando em acréscimos da qualidade e da produção da pastagem (LIMA et. al, 2006a). Sua adoção, num contexto de acréscimo dos estoques de carbono no solo e no nível de aplicação de melhorias que caracteriza o cenário 6, resultou no entanto num ligeiro acréscimo das emissões por kg de GPV (1,52 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV ao invés de 0,93 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV). Essa variação deveu-se a diminuição dos kg de MS da pastagem atribuídos a cada unidade de produto (os quais, neste último cenário, contribuem para o cômputo das emissões com valores negativos) que resultou do incremento da eficiência de utilização.

Outra consequência da transformação mais eficiente da forragem produzida em produto animal devida ao maior controle do pastejo, que caracteriza este cenário, foi a redução do valor obtido para o uso da terra (6,32 m<sup>2</sup>a / kg GPV ao invés de 7,67 m<sup>2</sup>a no cenário 6), necessitando-se de menor área de pastagem para produzir 1 kg de produto. Estes resultados reforçam as premissas de Mueller-Lindenlauf et. al. (2010) e Nemecek et. al. (2011) quanto à necessidade de se abordar diversas atividades e categorias de impacto que caracterizam os sistemas produtivos, com o intuito de evitar julgamentos equivocados sobre o efeito de práticas específicas sobre seu desempenho ambiental.

Diferentemente, aumentos da taxa de descarte das fêmeas de cria de forma a reduzir sua vida produtiva introduzidos nos cenários 8 a 10, não resultaram em modificações importantes nas emissões de GEE. Isso se deve, provavelmente, ao fato das emissões oriundas dos animais representarem em nosso trabalho uma maior parcela do total em relação ao que ocorre em sistemas mais intensivos. Neste sentido, Beauchemin et. al. (2011) observaram no Canadá pequenos aumentos das emissões de GEE, assim como, Oishi et. al., (2013) no Japão, obtiveram incrementos dos impactos ambientais, simultâneos à redução da vida produtiva das vacas. Estes últimos autores sugerem, no entanto, que a partir de uma certa idade produtiva dos animais pode haver uma degradação das performances ambientais. No presente trabalho, a redução na vida produtiva das vacas desencadeou uma redução proporcional no total de produto, fazendo com que a variação observada nos valores de emissões de GEE / Kg GPV fosse muito pequena.

A consideração do efeito do pastejo sobre a dinâmica de crescimento da pastagem, realizada nos cenários 11 a 13, anulou o total de emissões de GEE das demais atividades que

caracterizam estes sistemas (-0,95; -1,00 e -0,07 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV ao invés de 1,38; 0,93 e 1,52 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV nos cenários 5, 6 e 7) com a utilização de valores de repartição da biomassa aérea e radicular a partir de 0,8 (ao invés de 0,5 utilizado nos cenários anteriores). Estas variações são tão importantes quanto segundo Pucheta et. al. (2004) o efeito do pastejo pode dobrar o total da biomassa radicular, sendo maior em situações de pastoreio intenso (REEDER & SCHUMAN, 2002). Este impacto pode ser ainda maior se considerarmos influências do pastejo sobre a dinâmica da vegetação (seleção de plantas perenes com raízes mais fibrosas e profundas em detrimento de plantas anuais) e suas taxas de renovação, entre outras (OLSEN et. al. 2011; PUCHETA et. al. 2004; REEDER & SCHUMAN, 2002; HART, 2001).

Com a estabilização dos estoques de C que caracterizam os cenários 14 a 16 - devido à diminuição das taxas de acréscimo ou redução dos teores de carbono no solo que ocorre com o tempo, fazendo com que os estoques atinjam um novo equilíbrio (IPCC, 2006a) – observou-se maiores valores de emissão de GEE em relação aos cenários que se caracterizam por apresentar remoções de C atmosférico. No entanto, os diferentes valores obtidos são sensivelmente menores que o observado no CB (9,16; 7,37 e 6,83 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV, respectivamente, nos cenários 14, 15 e 16, ao invés de 22,5 kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV no CB).

Este fato ressalta a relevância da aplicação de práticas melhoradoras dos sistemas de produção no contexto das discussões atuais que envolvem as mudanças climáticas, uma vez que: segundo O'HARA et. al. (2003) as emissões de CH<sub>4</sub> são tanto menores quanto mais produtivos forem os animais. Além disso, incrementos de produção vegetal geram aumentos dos estoques de C do solo (PAUSTIAN et. al, 1997; CONANT et. al., 2001), os quais em determinadas condições podem alcançar níveis iguais ou até superiores aos encontrados sob florestas nativas (CERRI et. al., 1991, MORAES et. al., 1995; NEIL et. al.,1997). Estes fatos podem e devem ser considerados como fatores de estímulo à adoção destas práticas como vias estratégicas de obtenção de vantagens produtivas e ambientais, sobretudo, no que se refere a sistemas pastoris de produção animal.

## 5 CONCLUSÕES DE CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nas condições de realização do presente trabalho podemos afirmar que:

- A introdução de diferentes práticas melhoradoras na produção bovina de corte tradicional da Região Sul do Brasil apresenta impactos positivos no que tange o balanço de GEE, o uso da terra e a depleção de combustíveis fósseis por kg GPV. Estes impactos fazem com que uma unidade de produção de bovinos de corte possa ser caracterizada como uma fonte ou um sumidouro, sobretudo no que tange a emissão de GEE. O conhecimento de sua história e a consideração da totalidade do sistema produtivo, tanto em termos de seus diferentes componentes, como de seu tempo de vida e abrangência ambiental, são fundamentais para esta definição.

- Diferentes práticas melhoradoras permitem modificações dos impactos ambientais no curto prazo: (1) a introdução de gramíneas hibernais e tropicais e a utilização de pastoreio rotativo com troca semanal ou diária de poteiros reduzem substancialmente as emissões de GEE e os valores de uso da terra devido a incrementos da produção e da qualidade das pastagens; (2) a introdução de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados resulta em novas reduções das emissões de GEE e dos valores de uso da terra, neste caso, relacionados a aumentos da qualidade da pastagem, mas também, à redução no uso de combustíveis fósseis, fato de suma relevância no contexto atual das mudanças climáticas; (3) de forma similar, o incremento das taxas de desmame e redução da mortalidade contribuem para a diminuição das emissões de GEE e dos valores de uso da terra, evidenciando que, assim como, as melhorias produtivas relacionadas com a alimentação dos animais, melhorias do manejo reprodutivo colaboram para a mitigação dos impactos ambientais dos sistemas de produção bovina; (4) a utilização de pastoreio rotativo também contribui para a redução do uso da terra e das emissões de GEE, através da melhoria da qualidade da pastagem e da redução das perdas por pisoteio dos animais; porém, quando aplicadas num contexto de acréscimo dos estoques de carbono no solo, em sistemas com um alto nível de aplicação de melhorias, o aumento da eficiência de utilização da pastagem pode resultar em pequeno acréscimo das emissões; (5) o aumento das taxas de descarte anual não resultou em variações substantivas dos impactos ambientais avaliados; por fim, a inclusão do efeito do pastejo nos cálculos dos estoques de carbono do solo, anulou todas as emissões de GEE dos sistemas considerados.

- A estabilização dos estoques de carbono numa perspectiva de médio e longo prazo, resultou em maiores valores de emissão de GEE em relação aos cenários que se caracterizam por apresentar remoções de C atmosférico. No entanto, os diversos valores obtidos são sensivelmente menores que o observado no cenário base, sobre o qual foram aplicadas as diferentes melhorias.

A diversidade dos resultados apresentados fornece subsídios para um maior entendimento das singularidades regionais, necessário para a proposição de alternativas de mitigação dos impactos ambientais de seus sistemas de produção. Os diferentes cenários propostos demonstram diferentes possibilidades de mitigação dos efeitos destes sistemas produtivos sobre o ambiente, observando-se reduções de mais de 20 vezes das emissões de GEE e valores sete vezes menores de uso da terra em relação ao cenário-base.

Estes contrastes devem-se em parte às peculiaridades climáticas da Região Sul do Brasil que facilitam a obtenção de performances ambientais favoráveis, mas também à particularidade de seus sistemas produtivos baseados na utilização de pastagens, nos quais a dinâmica do carbono na biomassa vegetal define grande parte de sua contribuição para a problemática do clima, bem como, para a questão ambiental em seu sentido amplo. O incremento demonstrado nos estoques de carbono devido ao pastejo estimula a realização de estudos específicos no que tange o balanço de carbono devido à sua importância em sistemas pastoris. Além disso, os impactos ambientais observados quando foi considerada a estabilização dos estoques de C no solo, reforça a hipótese de que não é preciso contrapor melhorias produtivas e preservação ambiental, devendo-se ao contrário, buscar meios que incentivem os produtores a identificar o ambiente como um aliado que precisa de cuidados.

Ressalta-se, por fim, que a utilização das diferentes práticas aqui elencadas depende de relações custo-benefício a serem determinadas por ocasião de sua aplicação. Variações, por vezes cíclicas dos preços pagos pelos produtos e do custo dos insumos necessários à sua produção podem representar barreiras importantes à sua aplicação em determinadas situações. Também, o grau de incerteza das estimativas realizadas, devido à utilização parcial de dados secundários produzidos em outras situações geográficas e sistemas produtivos, evidencia a necessidade e a oportunidade da realização de trabalhos que visem a proposição de parâmetros regionais, potencializando desta forma a contribuição deste tipo de avaliação.

## REFERÊNCIAS

- ABIEC – Associação Brasileira de Indústria Exportadora de Carne Bovina. Disponível em: <[http://www.abiec.com.br/3\\_pecuaria.asp](http://www.abiec.com.br/3_pecuaria.asp)>. Acesso em: 05 dez. 2011.
- BARTL, K.; GÓMEZ, C.; NEMECEK, T. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 19, n. 13, p. 1494-1505, sep. 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611001260>>. Acesso em: 14 fev. 2013.
- BEAUCHEMIN, K. A. et al. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. **Agriculture Systems**, Barking, v. 103, p. 371–379, 2010.
- BEAUCHEMIN, K. A. et al. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 166–167, p. 663-77, 2011.
- BYRNE, K. A.; GER KIELY, P. L. Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 4, p. 357-364, aug. 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880906004105>>. Acesso em: 25 jan. 2013.
- CAPPER, J. L.; CADY, R. A.; BAUMAN, D. E. Increased production reduces the dairy industry's environmental impact. In: ANNUAL TRI-STATE DAIRY NUTRITION CONFERENCE, 18., 2009, Ft Wayne. **Proceedings...** Ft Wayne, 2009(a). p. 55-66.
- \_\_\_\_\_. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007 **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, n. 6, p. 2160-2167, 2009(b).
- CASEY, J. W.; HOLDEN, N. M. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. **Agricultural Systems**, Barking, v. 90, p. 79-98, 2006.
- CEDERBERG C, MEYER D, FLYSJO A. **Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production**. Swedish: The Swedish Institute for Food and Biotechnology, 2009.
- CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; ANDRAUX, F. Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, p. 247-257, 1991.
- CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland effects on soil carbon. **Ecological Applications**, Washington, D.C., v. 11, n. 2, p. 343–355, 2001.
- CORDEIRO, A. P. A. **Tendências climáticas das variáveis meteorológicas originais, estimadas e das derivadas no balanço hídrico seriado do Rio Grande do Sul**. 2010. 296 f.

Dissertação (Mestrado em Agrometeorologia) Pós-Graduação em Fitotecnia - Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010. Disponível em:

<<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000767985&loc=2011&l=9f5bd766c5062734>>. Acesso em: 26 nov. 2012.

CORRÊA, E. S. et al. **Desempenho reprodutivo em um sistema de produção de gado de corte**. Campo Grande: Embrapa/CNPGC, 2001. (Boletim de pesquisa, 13.).

DE VRIES, M.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 1-11, mar. 2010. Disponível em:

<<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141309003692>>. Acesso em: 25 jan. 2013.

DOLLÉ J. B. et al. Les gaz à effet de serre en élevage bovin: évaluation et leviers d'action. In.: Gaz à effet de serre en élevage bovin: le méthane. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. **INRA Productions Animales**, Paris, v. 24, n. 5, p. 415-432, 2011.

EUCLIDES FILHO, K. **Produção de bovinos de corte e o trinômio genótipo-ambiente-mercado**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2000. 61 p.

GOEDKOOPE, M. J. et al. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [S.l.: s.n.], 2009. Disponível em : <<http://www.lcia-recipe.net>>. Acesso em: 26 abr. 2012.

GOEDKOOPE, M. et al. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. [S.l.: s.n.], 2010. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>>. Acesso em 26 dez. 2011.

HALBERG, N. et al. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. **Livestock Production Science**, Amsterdam, v. 96, p. 33-50, 2005.

HART, R. H. Plant biodiversity on shortgrass steppe after 55 years of zero, light, moderate, or heavy cattle grazing. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 155, p. 111-118, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da pecuária municipal – 2010**. Brasília, 2010. Disponível em:

<[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/tabelas\\_pdf/](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/tabelas_pdf/)>. Acesso em: 20 nov. 2011.

IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Agriculture, forestry and other land use**: N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application. Hayama, 2006a. v. 4, p. 1-54.

\_\_\_\_\_. **Agriculture, forestry and other land use**: emissions from livestock and manure management. Hayama, 2006b. v. 4, p. 1-89.

ISO 14040 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – principles and framework**. London: British Standards Institution. 2006.

ISO 14044 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines**. London: British Standards Institution. 2006.

KICHEL, A. N., et al. **Diagnóstico para o planejamento da propriedade**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2011. 38 p.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de gases de efeito estufa na queima de resíduos agrícolas. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006a. 108 p. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima>>. Acesso em: 15 fev. 2012.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de metano na pecuária. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006b. 77 p. Disponível em: <[http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0008/8806.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8806.pdf)>. Acesso em: 02 fev. 2012.

LOBATO, J. F. P. Considerações efetivas sobre seleção, produção e manejo para maior produtividade dos rebanhos de cria. In: **PRODUÇÃO de bovinos de corte**. Porto Alegre: EDIPUC, 1999. p. 235-285.

MUELLER-LINDENLAUF, M.; DEITTERT, C.; KOEPKE, U. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 140-148, 2010.

MORAES, J. L. et al. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. **Soil Science Society of America Journal**, Piracicaba, v. 59, p. 244-247, 1995.

NEILL, C. ET. AL. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 1216–1225, 1997.

NEMECEK, T. et al. Life cycle assessment of swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. **Agricultural Systems**, Barking, v. 104, p. 233–245, 2011.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 18, p. 756–766, 2010.

NRC – National Research Council. **Nutrient requirements of beef cattle**: E-974. Oklahoma, 2000. Disponível em: <<http://pods.dasnr.okstate.edu/docushare/dsweb/Get/Document-1921/E-974web.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2013.

OGINO, A. et al. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow–calf system by the life cycle assessment method. **Animal Science Journal**, Richmond, v. 7, p. 424–432, 2007.

O'HARA P.; FRENEY J.; ULIATT M. **Abatement of agricultural non-carbon dioxide greenhouse gas emissions**: a study of research requirements. New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry on Behalf of the Convenor, 2003. p. 170.

OISHI, K. 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**, Barking, v. 115, p. 95-103, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2012.09.007>> Acesso em: 12 jan. 2013.

OLIVEIRA, R. L. et al. Nutrição e manejo de bovinos de corte na fase de cria. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 7, n. 1, p. 57-86, 2006.

OLSEN, Y. S. et al. Cattle grazing drives nitrogen and carbon cycling in a temperate salt marsh. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 531-541, 2011.

PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 13, p. 230–244, 1997.

PELLETIER, N.; PIROG, R.; RASMUSSEN, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. **Agricultural Systems**, Barking. v. 103, n. 6, p. 380-9, 2010.

PIOR, H.-P. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p. 17-33, 2003.

PNMC. **Decreto 7390 de 09 / 12 / 2010**. Regulamenta o Plano Nacional de Mudanças Climáticas. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm)>. Acesso em 02 de abril de 2012.

PUCHETA, E. et al. Below-ground biomass and productivity of a grazed site and a neighbouring ungrazed enclosure in a grassland in central Argentina. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 29, p. 201–208, 2004.

REEDER, J. D.; SCHUMAN, G. E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixedgrass and short-grass rangelands. **Environmental Pollution**, Barking, v. 116, p. 457–463, 2002.

SANTOS, N. Z. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 111, p. 208-218, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198710001947>>. Acesso em: 03 jan. 2013.

SMITH, P. et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B - Biological Sciences**, London. v. 363, p. 789–813, 2008.

SOUSSANA, J.F.; TALLEC, T.; BLANFORT, B. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration of grasslands. **Animal**, Cambridge, v. 4, p. 334–350, 2010. Disponível em:



<[http://journals.cambridge.org/download.php?file=%2FANM%2FANM4\\_03%2FS1751731109990784a.pdf&code=e213213087a06c2891802b67ab63f032](http://journals.cambridge.org/download.php?file=%2FANM%2FANM4_03%2FS1751731109990784a.pdf&code=e213213087a06c2891802b67ab63f032)>. Acesso em: 25 fev. 2013.

STACKHOUSE-LAWSON, K. R.; ROTZ, C. A.; OLTJEN, J. W.; MITLOEHNER, F. M. Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems. **Journal of Animal Science**, Penicuik, v. 90, n. 12, p. 4641-55, 2012.

WEISS F., LEIP, A. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 149, p. 124–134, 2012.

YAN, M. -J.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N. M. The carbon footprint of pasture-based milk production: Can white clover make a difference? **Journal of Dairy Science**, Champaign, v. 96, p. 857-865, 2013.

ZIMMER, A.H., EUCLIDES FILHO, K. As pastagens e a pecuária de corte brasileira. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO ANIMAL EM PASTEJO, 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1997. p. 349-379.



## **CAPÍTULO 5**



## 1 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES GERAIS

Com base nos dados obtidos podemos concluir que:

- A caracterização dos sistemas de produção de bovinos de corte da Região Sul do Brasil, incluindo a totalidade da vida produtiva das diferentes categorias animais que os compõem, evidencia a existência de dois sistemas típicos: o sistema tradicional da região ou extensivo (SE) e uma variação do mesmo, resultante da utilização de práticas que permitem a estabilização da oferta de alimentos aos animais ao longo do ano, denominado neste estudo, sistema melhorado (SM).

- Os impactos potenciais sobre o meio ambiente são diferentes nos dois sistemas. Enquanto o SE apresenta maiores valores de emissões de GEE, relacionados às mudanças climáticas, de uso da terra, de eutrofização e depleção das águas, bem como, de depleção de combustíveis fósseis, o SM tem maiores impactos em termos de depleção de minerais e acidificação terrestre.

- Diferentes características dos dois sistemas contribuem para estes impactos. Ao passo que o tempo de permanência dos animais, bem como, a qualidade e a produção das pastagens determinam a emissão de gases de efeito estufa (GEE), o uso da terra e a depleção das águas; as práticas de implantação de pastagens e o fornecimento de sal aos animais definem a depleção de minerais e a acidificação terrestre. De forma similar, enquanto a eutrofização das águas está diretamente relacionada à perda de nutrientes da pastagem por escoamento e lixiviação, a introdução de leguminosas foi determinante no que tange a depleção de combustíveis fósseis.

- A introdução de diferentes práticas melhoradoras no SE (cenário-base) apresenta impactos positivos no que tange o balanço de GEE, o uso da terra e a depleção de combustíveis fósseis por kg GPV. Estes impactos fazem com que uma unidade de produção de bovinos de corte possa ser caracterizada como uma fonte ou um sumidouro, sobretudo no que tange a emissão de GEE. O conhecimento de sua história e a consideração da totalidade do sistema produtivo, tanto em termos de seus diferentes componentes, como de seu tempo de vida e abrangência ambiental, são fundamentais para esta definição.

- Diversas práticas melhoradoras permitem modificações dos impactos ambientais no curto prazo: (1) a introdução de gramíneas hibernais e tropicais e a utilização de pastoreio rotativo com troca semanal ou diária de poteiros reduzem substancialmente as emissões de

GEE e os valores de uso da terra devido a incrementos da produção e da qualidade das pastagens; (2) a introdução de leguminosas em substituição à aplicação de fertilizantes nitrogenados resulta em novas reduções das emissões de GEE e dos valores de uso da terra, neste caso, relacionados a aumentos na qualidade da pastagem, mas também, à redução no uso de combustíveis fósseis, fato de suma relevância no contexto atual das mudanças climáticas; (3) de forma similar, o incremento das taxas de desmame e a redução da mortalidade contribuem para a diminuição das emissões de GEE e dos valores de uso da terra, evidenciando que, assim como as melhorias produtivas relacionadas com a alimentação dos animais, melhorias do manejo reprodutivo colaboram para a mitigação dos impactos ambientais dos sistemas de produção bovina; (4) a utilização de pastoreio rotativo também contribui para a redução do uso da terra e das emissões de GEE, através da melhoria da qualidade da pastagem e da redução das perdas por pisoteio dos animais; porém, quando aplicadas num contexto de acréscimo dos estoques de carbono no solo, em sistemas com um alto nível de aplicação de melhorias, o aumento da eficiência de utilização da pastagem pode resultar em pequeno acréscimo das emissões; (5) o aumento das taxas de descarte anual não resultou em variações substantivas dos impactos ambientais avaliados; (6) por fim, a inclusão do efeito do pastejo nos cálculos dos estoques de carbono do solo, anulou todas as emissões de GEE dos sistemas considerados.

- A estabilização dos estoques de carbono numa perspectiva de médio e longo prazo, resultou em maiores valores de emissão de GEE em relação aos cenários que se caracterizam por apresentar remoções de C atmosférico. No entanto, os diversos valores obtidos são sensivelmente menores que o observado no SE.

A diversidade dos resultados obtidos permite um melhor conhecimento dos impactos ambientais dos sistemas produtivos estudados em termos amplos, dando subsídios para um maior entendimento dos mesmos, necessário para a proposição de alternativas de mitigação de seus efeitos. Os diferentes cenários propostos demonstram diversas possibilidades de mitigação dos efeitos destes sistemas produtivos sobre o ambiente, observando-se reduções de mais de 20 vezes das emissões de GEE e valores sete vezes menores de uso da terra em relação ao SE. Estes contrastes devem-se em parte às peculiaridades climáticas da Região Sul do Brasil que facilitam a obtenção de performances ambientais favoráveis, mas também à particularidade de seus sistemas produtivos baseados na utilização de pastagens, nos quais a dinâmica do carbono na biomassa vegetal define grande parte de sua contribuição para a problemática do clima, bem como, para a questão ambiental em seu sentido amplo. O incremento demonstrado nos estoques de carbono devido ao pastejo estimula a realização de estudos específicos no que tange o

balanço de carbono devido à sua importância em sistemas pastoris. Além disso, os impactos ambientais observados quando foi considerada a estabilização dos estoques de C no solo, reforçam a hipótese de que não é preciso contrapor melhorias produtivas e preservação ambiental, devendo-se ao contrário, buscar meios que incentivem os produtores a identificar o ambiente como um aliado que precisa de cuidados.

No entanto, cabe ressaltar que: os impactos ambientais da pecuária de corte no Brasil, mais especificamente na Região Sul ainda são pouco conhecidos; o grau de incerteza das estimativas realizadas, devido à utilização parcial de dados secundários produzidos em outras situações geográficas e sistemas produtivos, evidencia a necessidade e a oportunidade da realização de trabalhos que visem a proposição de parâmetros regionais, potencializando desta forma a contribuição deste tipo de avaliação; a utilização das diferentes práticas aqui elencadas depende de relações custo-benefício a serem determinadas por ocasião de sua aplicação, uma vez que variações, por vezes cíclicas dos preços pagos pelos produtos e do custo dos insumos necessários à sua produção podem representar barreiras importantes à sua aplicação em determinadas situações.

O presente trabalho representa, a nosso conhecimento, a primeira análise de ciclo de vida da produção bovina de corte Sul-brasileira realizada tendo-se em conta a totalidade dos impactos ambientais, bem como, da vida produtiva das diferentes categorias animais que compõem seus principais sistemas. Os mesmos não devem, no entanto, ser tomados como padrões absolutos da atividade no Sul do Brasil. Sua proposição visa, principalmente, contribuir para uma maior compreensão da produção bovina no contexto da sustentabilidade com vistas a uma nova perspectiva: uma pecuária onde se busque não somente melhorias produtivas, mas também vantagens de natureza social e ambiental. Neste entendimento, a descrição da sustentabilidade dos sistemas produtivos da região pode beneficiar produtores dispostos a preservar o ambiente em que vivem, seja com benefícios fiscais ou através da obtenção de vantagens comerciais, tais como, certificações ecológicas.





## REFERÊNCIAS

ABIEC – Associação Brasileira de Indústria Exportadora de Carne Bovina. Disponível em: <[http://www.abiec.com.br/3\\_pecuaria.asp](http://www.abiec.com.br/3_pecuaria.asp)>. Acesso em: 05 dez. 2011.

ADRIAANSE, A. et al. **Resource flows**: the material basis of industrial economies. Washington, USA: World Resources Institute, 1997. Disponível em: <[http://pdf.wri.org/resourceflows\\_bw.pdf](http://pdf.wri.org/resourceflows_bw.pdf)>. Acesso em: 12 jan. 2012.

ALMEIDA, M. H. S. P. **Análise econômico-ambiental da intensificação da pecuária de corte no Centro-Oeste brasileiro**. 2010. 87 f. Dissertação (Mestrado) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz – ESALQ, Piracicaba, 2010. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11132/tde-25052010-085107/pt-br.php>>. Acesso em: 20 jan. 2013.

ALVARENGA, R. A. F. de. **Avaliação de métodos de AICV**: um estudo de caso de quatro cenários de ração para frangos de corte. 158 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010. Disponível em: <[http://www.ciclodevida.ufsc.br/arquivos/publicacoes/Dissertacao\\_Rodrigo-Alvarenga\(4f91a15dc9379\).pdf](http://www.ciclodevida.ufsc.br/arquivos/publicacoes/Dissertacao_Rodrigo-Alvarenga(4f91a15dc9379).pdf)>. Acesso em: 22 dez. 2012.

ARSENAULT, N.; TYEDMERS, P.; FREDEEN, A. Comparing the environmental impacts of pasture-based and confinement-based dairy systems in Nova Scotia (Canada) using life cycle assessment. **International Journal of Agricultural Sustainability**, Clevedon, v. 7, n. 1, p. 19-41, 2009.

BARTL, K.; GÓMEZ, C. .; NEMECEK, T. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 19, n. 13, p. 1494-1505, sep. 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652611001260>>. Acesso em: 14 fev. 2013.

BASSET-MENS, C. et al. Uncertainty of global warming potential for milk production on a New Zealand farm and implications for decision making. **International Journal of Life Cycle Assessment**, London, v. 14, n. 7, p. 630-638, nov. 2009.

BEAUCHEMIN, K. A. et al. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. **Agriculture Systems**, Barking, v. 103, p. 371–379, 2010.

BEAUCHEMIN, K. A. et al. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. **Animal Feed Science and Technology**, Amsterdam, v. 166–167, p. 663-77, 2011.

BERLIN, J. Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. **International Dairy Journal**, Barking, v. 12, n. 11, p. 939-953, nov. 2002.

BOSSEL, H. **Indicators for sustainable development**: theory, method, applications: a report to the Balaton Group. Winnipeg: IISD, 1999.

BRATT, C. et al. Assessment of eco-labelling criteria development from a strategic sustainability perspective. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 19, p. 1631-1638, 2011.

BYRNE, K. A.; GER KIELY, P. L. Carbon sequestration determined using farm scale carbon balance and eddy covariance. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 121, n. 4, p. 357-364, aug. 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880906004105>>. Acesso em: 25 jan. 2013.

CAPPER, J. L. et al. E. Increased production reduces the dairy industry's environmental impact. In: ANNUAL TRI-STATE DAIRY NUTRITION CONFERENCE, 18., 2009, Ft Wayne. **Proceedings...** Ft Wayne, 2009(a). p. 55-66.

\_\_\_\_\_. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007 **Journal of Animal Science**, Champaign, v. 87, n. 6, p. 2160-2167, 2009(b).

CARAMORI, P. H. et al. Diagnóstico da agrometeorologia operacional no Brasil. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 10, n. 2, p. 363-371, 2002.

CARVALHO, P. G. C. A. **Aplicação do Programa SimaPro na avaliação do impacto ambiental causado na produção e exploração offshore de petróleo**. 2008. 64 f. (Projeto Final de Curso) – Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2008.

CASEY, J. W.; HOLDEN, N. M. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. **Agricultural Systems**, Barking, v. 90, p. 79-98, 2006.

CASTANHEIRA, É. G.; DIAS, A. C.; ARROJA, L.; AMARO, R. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. **Agricultural Systems**, Barking, v. 103, p. 498-507, 2010.

CEDERBERG C, MEYER D, FLYSJO A. **Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production**. Swedish: The Swedish Institute for Food and Biotechnology, 2009.

CEPEA - Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. **Índices nacionais e regionais de exportação do agronegócio**. 2008. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/macro/>>. Acesso em: 11 fev. 2012.

CERRI, C. C.; VOLKOFF, B.; ANDRAUX, F. Nature and behavior of organic matter in soils under natural forest, and after deforestation, burning and cultivation, near Manaus. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 38, p. 247-257, 1991.

CNA – Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária. Disponível em: <<http://www.canaldoprodutor.com.br/home/comissao/182/pecuaria-de-corte#wrapper>>. Acesso em: 02 abr. 2012.

COHEN, S. et al. Climate change and sustainable development: towards dialogue. **Global Environmental Change**, Guildford, v. 8, n. 4, p. 341– 371, 1998.

CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K.; ELLIOTT, E. T. Grassland management and conversion into grassland effects on soil carbon. **Ecological Applications**, Washington, D.C., v. 11, n. 2, p. 343–355, 2001.

CONSOLI, F. et al. **Guidelines for life-cycle assessment**: a code of practice. Pensacola: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1993. 73 p.

CORDEIRO, A. P. A. **Tendências climáticas das variáveis meteorológicas originais, estimadas e das derivadas no balanço hídrico seriado do Rio Grande do Sul**. 2010. 296 f. Dissertação (Mestrado em Agrometeorologia) Pós-Graduação em Fitotecnia - Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2010. Disponível em: <<http://www.bibliotecadigital.ufrgs.br/da.php?nrb=000767985&loc=2011&l=9f5bd766c5062734>>. Acesso em: 26 nov. 2012.

CORRÊA, E. S. et al. **Desempenho reprodutivo em um sistema de produção de gado de corte**. Campo Grande: Embrapa/CNPGC, 2001. (Boletim de pesquisa, 13.).

DE VRIES, M.; DE BOER, I. J. M. Comparing environmental impacts for livestock products: A review of life cycle assessments. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 1-11, mar. 2010. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141309003692>>. Acesso em: 25 jan. 2013.

DOLLÉ J. B. et al. Les gaz à effet de serre en élevage bovin: évaluation et leviers d'action. In.: *Gaz à effet de serre en élevage bovin: le méthane*. Doreau M., Baumont R., Perez J.M. **INRA Productions Animales**, Paris, v. 24, n. 5, p. 415-432, 2011.

ELKINGTON, J. **Sustentabilidade, canibais com garfos e facas**. São Paulo: M. Books do Brasil, 1999. 488 p.

EUCLIDES FILHO, K. **Produção de bovinos de corte e o trinômio genótipo-ambiente-mercado**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2000. 61 p.

FAVA, J. A. et al. (Ed.). **A technical framework for life-cycle assessment**. Washington: Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 1991. 156 p.

FERREIRA, J. V. R. **Análise do ciclo de vida dos produtos**: gestão ambiental. Lisboa: Instituto Politécnico de Viseu, 2004. 80 p.

FLOOD, W. The methane mis conceptions. **Energy & Environment**, Brentwood, v. 22, n. 3, p. 233-239, 2011.

FNP – Inform economics. South America. **Consultoria e informações em agronegócios**. Disponível em: <<http://www.informaecon-fnp.com/>>. Acesso em: 18 nov. 2011.

GAWOR, L. Globalization and its Alternatives: antiglobalism, alterglobalism and the idea of sustainable development. **Sustainable Development**, [Chichester], v. 16, p. 126-134, 2008.

GERBER, P.; et al. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems, **Livestock Science**, Amsterdam, v. 139, p. 100-108, jul. 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1871141311000953>>. Acesso em: 12 ago. 2012.

GLAVIC, P.; LUKMAN, R. Review of sustainability terms and their definitions. **Journal of Cleaner Production**. Amsterdam, v. 15, p. 1875-1885, 2007.

GOEDKOOPE, M. J. et al. **ReCiPe 2008**: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. [S.l.: s.n.], 2009. Disponível em : <<http://www.lcia-recipe.net>>. Acesso em: 26 abr. 2012.

GOEDKOOPE, M. et al. **Introduction to LCA with SimaPro 7**. [S.l.: s.n.], 2010. Disponível em: <<http://www.pre-sustainability.com/content/manuals>>. Acesso em 26 dez. 2011.

GAVRILOVA, O. et al. International trade and Austria's livestock system: direct and hidden carbon emission flows associated with production and consumption of products. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 69, p. 920–929, 2010.

HAAS, G.; WETTERICH, F.; KÖPKE, U. Comparing organic, intensive and extensive grassland farming in southern Germany by process Life Cycle Assessment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, Amsterdam, v. 83, p. 43-53, 2001.

HALBERG, N. et al. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. **Livestock Production Science**, Amsterdam, v. 96, p. 33–50, 2005.

HARDI, P., ZDAN, T. J. **The dashboard of sustainability**: draft paper. Winnipeg: IISD, 2000.

HART, R. H. Plant biodiversity on shortgrass steppe after 55 years of zero, light, moderate, or heavy cattle grazing. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 155, p. 111–118, 2001.

HOLMBERG, J., ROBERT, K-H. Backcasting from non-overlapping sustainability principles — a framework for strategic planning. **International Journal of Sustainable Development and World Ecology**, Lancs, v. 7, p. 291-308, 2000.

HUNT, R.; FRANKLIN, E. Personal Reflections on the Origin and the Development of LCA in the USA. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, London, v. 1, n. 1, p. 4–7, 1996.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agro 2006**: IBGE revela retrato do Brasil agrário. Brasília, 2009. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1464&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1464&id_pagina=1)>. Acesso em: 20 de novembro de 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da pecuária municipal – 2010**. Brasília, 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/tabelas\\_pdf/](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2010/tabelas_pdf/)>. Acesso em: 20 nov. 2011.

IETA. International Emissions Trading Association. Disponível em <<http://www.ieta.org/>>. Acesso em: 15 nov. 2011.

ILCD handbook (EC/JRC/IES, 2010) handbook - general guide for life cycle assessment - detailed guidance. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. Disponível em: <<http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/><. Acesso em: 15 fev. 2012.

IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Agriculture, forestry and other land use: N2O emissions from managed soils, and CO2 emissions from lime and urea application**. Hayama, 2006a. v. 4, p. 1-54.

\_\_\_\_\_. **Agriculture, forestry and other land use: emissions from livestock and manure management**. Hayama, 2006b. v. 4, p. 1-89.

ISO 14040 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – principles and framework**. London: British Standards Institution. 2006.

ISO 14044 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle assessment – requirements and guidelines**. London: British Standards Institution. 2006.

ISO/TR 10047 – International Organization for Standardization. **Environmental management – life cycle impact assessment – examples of application of ISO 14042**. Geneva, 2003.

JESINGHAUS, J. **Case study: the European environmental pressure indices project**. Costa Rica: International Institute for Sustainable Development, 1999. Paper Prepared for the Workshop “Beyond delusion: Science and Policy Dialogue on Designing Effective Indicators of Sustainable Development”.

KICHEL, A. N., et al. **Diagnóstico para o planejamento da propriedade**. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2011. 38 p.

LEITE, J. G. D. B. **Inovação tecnológica na agricultura como estratégia de adaptação às mudanças climáticas: um estudo de caso**. 2008. 99 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Administração, Centro de Estudos e Pesquisas em Agronegócios, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008. Disponível em: <<http://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/15016/000673669.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 25 abr. 2012.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: emissões de gases de efeito estufa na queima de resíduos agrícolas**. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006a. 108 p. Disponível em: <<http://www.mct.gov.br/clima>>. Acesso em: 15 fev. 2012.

LIMA, M. A. et al. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de metano na pecuária. Brasília: Ministério da Ciência e Tecnologia, 2006b. 77 p. Disponível em: <[http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0008/8806.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0008/8806.pdf)>. Acesso em: 02 fev. 2012.

LOBATO, J. F. P. Considerações efetivas sobre seleção, produção e manejo para maior produtividade dos rebanhos de cria. In: **PRODUÇÃO** de bovinos de corte. Porto Alegre: EDIPUC, 1999. p. 235-285.

LUMLEY, S.; ARMSTRONG, P. Some of the nineteenth century origins of the sustainability concept. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, p. 367-378, 2004.

MARTINS, P. C. A importância da qualidade do leite. In: **SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO INTENSIVA DE LEITE (INTERLEITE)**, 7., 2005, Uberlândia, MG. **Anais...** Passo Fundo, 2005. p. 47-53. 1 CD-ROM.

Mc GEOUGH E. J. et al. A. Life-cycle assessment of greenhouse gas emissions from dairy production in Eastern Canada: a case study. **Journal of Dairy Science**, Champaign, v. 95, p. 5164-5175, set. 2012. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022030212005322>>. Acesso em: 12 fev. 2013.

MEBRATU, D. Sustainability and sustainable development: historical and conceptual review. **Environment Impact Assessment Review**. New York, v. 18. p. 493-520. 1998.

MUELLER-LINDENLAUF, M.; DEITERT, C.; KOEPKE, U. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. **Livestock Science**, Amsterdam, v. 128, p. 140-148, 2010.

MORAES, J. L. et al. Soil carbon stocks of the Brazilian Amazon basin. **Soil Science Society of America Journal**, Piracicaba, v. 59, p. 244-247, 1995.

NEILL, C. ET. AL. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the Southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, Washington, v. 7, p. 1216–1225, 1997.

NEMECEK, T. et al. Life cycle assessment of swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. **Agricultural Systems**, Barking, v. 104, p. 233–245, 2011.

NGUYEN, T. L. T.; HERMANSEN, J. E.; MOGENSEN, L. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 18, p. 756–766, 2010.

NRC – National Research Council. **Nutrient requirements of beef cattle**: E-974. Oklahoma, 2000. Disponível em: <<http://pods.dasnr.okstate.edu/docushare/dsweb/Get/Document-1921/E-974web.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2013.

- OGINO, A. et al. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow–calf system by the life cycle assessment method. **Animal Science Journal**, Richmond, v. 7, p. 424–432, 2007.
- OGINO, A. et al. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. **Journal of Animal Science**, Savoy, v. 82, p. 2115-2122, 2004.
- O'HARA P.; FRENEY J.; ULIATT M. **Abatement of agricultural non-carbon dioxide greenhouse gas emissions**: a study of research requirements. New Zealand: Ministry of Agriculture and Forestry on Behalf of the Convenor, 2003. p. 170.
- OISHI, K. 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**, Barking, v. 115, p. 95-103, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.agry.2012.09.007>> Acesso em: 12 jan. 2013.
- OLIVEIRA, R. L. et al. Nutrição e manejo de bovinos de corte na fase de cria. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, Salvador, v. 7, n. 1, p. 57-86, 2006.
- OLSEN, Y. S. et al. Cattle grazing drives nitrogen and carbon cycling in a temperate salt marsh. **Soil Biology & Biochemistry**, Oxford, v. 43, p. 531-541, 2011.
- OLSSON, P. (Ed.). **LCA net food**: final document. Göteborg: LCAnet Food, 1999. 25 p. Disponível em: <<http://www.lca-net.com/>>. Acesso em: 10 mar. 2012.
- PAS 2050 (BSICT, 2008) - British Standards Institute and the Carbon Trust. **PAS 2050:2008** specification for the assessment of the life cycle greenhouse gas emissions of goods and services. London: British Standards Institute, 2008.
- PAUSTIAN, K. et al. Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 13, p. 230–244, 1997.
- PELLETIER, N.; PIROG, R.; RASMUSSEN, R. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. **Agricultural Systems**, Barking, v. 103, n. 6, p. 380-9, 2010.
- PETERS, G. M. et al. Assessing agricultural soil acidification and nutrient management in life cycle assessment. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 16, p. 431-441, 2011.
- PIOR, H.-P. Environmental policy, agri-environmental indicators and landscape indicators **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 98, p. 17-33, 2003.
- PNMC. **Decreto 7390 de 09 / 12 / 2010**. Regulamenta o Plano Nacional de Mudanças Climáticas. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Decreto/D7390.htm)>. Acesso em 02 de abril de 2012.
- PRESCOTT-ALLEN, R. **Barometer of sustainability**: measuring and communicating wellbeing and sustainable development. Cambridge: IUCN, 1997.

\_\_\_\_\_. **Assessing progress toward sustainability: the system assessment method illustrated by the wellbeing of nations.** Cambridge: IUCN, 1999.

\_\_\_\_\_. **The wellbeing of nations: a country-by-country index of quality of life and the environment.** Washington: Island Press, 2001.

PRIMAVESI, A. **Manejo ecológico de pastagens: em regiões tropicais e sub-tropicais.** São Paulo: Nobel, 1986. 184 p.

PUCHETA, E. et al. Below-ground biomass and productivity of a grazed site and a neighbouring ungrazed enclosure in a grassland in central Argentina. **Australian Journal of Ecology**, Carlton, v. 29, p. 201–208, 2004.

REEDER, J. D.; SCHUMAN, G. E. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixedgrass and short-grass rangelands. **Environmental Pollution**, Barking, v. 116, p. 457–463, 2002.

RIDOUTT, B. G. et al. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 17, p. 165-175, 2012.

ROBERT, K. H. et al. Strategic sustainable development – selection, design and synergies of applied tools. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 10, p. 197-214, 2002.

ROBERT, K. H. Tools and concepts for sustainable management, how do they relate to a general framework for sustainable development, and for each other? **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 8, p. 243-254, 2000.

ROBINSON, J. Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. **Ecological Economics**, Amsterdam, v. 48, p. 369-384, 2004.

ROCHA, M. H. **Uso da Análise do Ciclo de Vida para Comparação do Desempenho Ambiental de Quatro Alternativas para Tratamento da Vinhaça.** 2009. 234 f. Dissertação (Mestrado em Conversão de Energia) – Instituto de Engenharia Mecânica, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2009.

RUVIARO, C.F. et al. Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. **Journal of Cleaner Production**, Amsterdam, v. 28, p. 9-24, 2011.

SANTOS, N. Z. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 111, p. 208-218, 2011. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167198710001947>>. Acesso em: 03 jan. 2013.

SMITH, P. et al. Greenhouse gas mitigation in agriculture. **Philosophical Transactions of the Royal Society B - Biological Sciences**, London. v. 363, p. 789–813, 2008.



SCHMIDINGER, K.; STEHFEST, E. Including CO2 implications of land occupation in LCAs-method and example for livestock products. **International Journal of Life Cycle Assessment**, Landsberg, v. 17, p. 962-972, 2012.

SCHMIDT-BLEEK, F. **MIPS and factor 10 for a sustainable and profitable economy**. Germany: Wuppertal Institute, 1997.

\_\_\_\_\_. Revolution in Resource Productivity for a Sustainable Economy: a new research agenda. **Fresenius Environmental Bulletin**, Basel. v. 2, p. 485-490, 1994.

SHRIVASTAVA, P. Castrated environment: greening organization studies. **Organization Studies**, v. 15, n. 5, p. 705-726, 1994.

SORIO, A. Sustentabilidade nos sistemas de produção de bovinos: visão administrativa sobre o método Voisin. **Revista de Política Agrícola**, Brasília, v. 2, n. 3, 2008. Disponível em: <[http://www.fazendaecologica.com.br/framework/fw\\_files/cliente/fazendaecologica/ged/lt\\_biblioteca/28/1\\_14\\_18\\_31\\_201077172412.pdf](http://www.fazendaecologica.com.br/framework/fw_files/cliente/fazendaecologica/ged/lt_biblioteca/28/1_14_18_31_201077172412.pdf)>. Acesso em: 25 dez. 2011.

SOUSSANA, J.F.; TALLEC, T.; BLANFORT, B. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration of grasslands. **Animal**, Cambridge, v. 4, p. 334-350, 2010. Disponível em: <[http://journals.cambridge.org/download.php?file=%2FANM%2FANM4\\_03%2FS1751731109990784a.pdf&code=e213213087a06c2891802b67ab63f032](http://journals.cambridge.org/download.php?file=%2FANM%2FANM4_03%2FS1751731109990784a.pdf&code=e213213087a06c2891802b67ab63f032)>. Acesso em: 25 fev. 2013.

STACKHOUSE-LAWSON, K. R.; ROTZ, C. A.; OLTJEN, J. W.; MITLOEHNER, F. M. Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems. **Journal of Animal Science**, Penicuik, v. 90, n. 12, p. 4641-55, 2012.

TENCATI, A.; ZSOLNAI, L. The collaborative enterprise. **Journal of Business Ethics**, Dordrecht, v. 85, p. 367-376, 2009.

VAN BELLEN, H. M. Desenvolvimento Sustentável: Uma Descrição das Principais Ferramentas de Avaliação. **Ambiente & Sociedade**, Ribeirão Preto, v. 7, n. 1, 2004.

VAN BELLEN, H. M. **Indicadores de sustentabilidade**: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 2005. 256 p.

VIGLIZZO, E. F. et al. A rapid method for assessing the environmental performance of commercial farms in the pampas of the Argentina. **Environmental Monitoring and Assessment**, Dordrecht, v. 117, p. 109-134, 2006.

VILELA, D.; RESENTE, J. C. Irrigação de pastagens em fazendas de leite: conceitos técnicos e econômicos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE PRODUÇÃO INTENSIVA DE LEITE, 6., 2003, Uberaba, MG. **Anais...** São Paulo, 2003. p. 31-47. 1. CD-ROM.

VON WEIZSÄCKER, E.U.; LOVINS, A. B.; LOVINS, L. H. **Factor four**: doubling wealth, halving resource use. London: Earthscan Publications, 1997

\_\_\_\_\_. **Factor vier**: doppelter wohlstand: halbierter natur verbrauch. Munich: Droemer Knauer. 1995.

WEIDEMA, B. P. **Environmental assessments of products**: a textbook on life cycle assessment. Helsinki: The Finnish Association of Graduate Engineers TEK, 1997. 93 p.

\_\_\_\_\_. **Life cycle assessments of food products**: state of the art. [S.l.]: Danish Academy of Technical Sciences, 1993. p. 14-20.

WEISS F., LEIP, A. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: A life cycle assessment carried out with the CAPRI model. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 149, p. 124–134, 2012.

World Commission on Environment and Development (WCED). **Our common future**: the Report of the World Commission on Environment and Development. New York: Oxford University Press, 1987.

WUEHRL, K. ISO 14067: carbon footprint of products. In: BRANDÃO, M.; LEVASSEUR, A. **Assessing temporary carbon storage in life cycle assessment and carbon footprinting**. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010. p. 58.

XAVIER, J. H. V.; CALDEIRA-PIRES, A. Uso potencial da Análise de Ciclo de Vida de Produtos (ACV) para a caracterização de impactos ambientais na agricultura. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, Brasília, v. 21, n. 2, p. 311-341, mai./ago. 2004.

XAVIER, J. H. V.; et al. Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas de produção da agricultura familiar em Unaí, MG: resultados econômicos e impactos ambientais. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 22, n. 3, p. 547-586, set./dez. 2005.

YAN, M. -J.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N. M. The carbon footprint of pasture-based milk production: Can white clover make a difference? **Journal of Dairy Science**, Champaign. v. 96, p. 857-865, 2013.

ZIMMER, A.H., EUCLIDES FILHO, K. As pastagens e a pecuária de corte brasileira. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE PRODUÇÃO ANIMAL EM PASTEJO, 1997, Viçosa. **Anais...** Viçosa: UFV, 1997. p. 349-379.

**ANEXO A – Equações usadas para estimar a emissão de metano por fermentação entérica – capítulo 10 / tier 2 / IPCC (2006)**

**EQUATION 10.3  
NET ENERGY FOR MAINTENANCE**

$$NE_m = C_{f_i} \cdot (\text{Weight})^{0.75}$$

Where:

NE<sub>m</sub> = net energy required by the animal for maintenance, MJ day<sup>-1</sup>

C<sub>f<sub>i</sub></sub> = a coefficient which varies for each animal category as shown in Table 10.4 (Coefficients for calculating NE<sub>m</sub>), MJ day<sup>-1</sup> kg<sup>-1</sup>

Weight = live-weight of animal, kg

**EQUATION 10.4  
NET ENERGY FOR ACTIVITY (FOR CATTLE AND BUFFALO)**

$$NE_a = C_a \cdot NE_m$$

Where:

NE<sub>a</sub> = net energy for animal activity, MJ day<sup>-1</sup>

C<sub>a</sub> = coefficient corresponding to animal's feeding situation (Table 10.5, Activity coefficients)

NE<sub>m</sub> = net energy required by the animal for maintenance (Equation 10.3), MJ day<sup>-1</sup>

**EQUATION 10.6  
NET ENERGY FOR GROWTH (FOR CATTLE AND BUFFALO)**

$$NE_g = 22.02 \cdot \left( \frac{BW}{C \cdot MW} \right)^{0.75} \cdot WG^{1.097}$$

Where:

NE<sub>g</sub> = net energy needed for growth, MJ day<sup>-1</sup>

BW = the average live body weight (BW) of the animals in the population, kg

C = a coefficient with a value of 0.8 for females, 1.0 for castrates and 1.2 for bulls (NRC, 1996)

MW = the mature live body weight of an adult female in moderate body condition, kg

WG = the average daily weight gain of the animals in the population, kg day<sup>-1</sup>

**EQUATION 10.8**  
**NET ENERGY FOR LACTATION (FOR BEEF CATTLE, DAIRY CATTLE AND BUFFALO)**  
 $NE_l = Milk \cdot (1.47 + 0.40 \cdot Fat)$

Where:

NE<sub>l</sub> = net energy for lactation, MJ day<sup>-1</sup>

Milk = amount of milk produced, kg of milk day<sup>-1</sup>

Fat = fat content of milk, % by weight.

**EQUATION 10.11**  
**NET ENERGY FOR WORK (FOR CATTLE AND BUFFALO)**  
 $NE_{work} = 0.10 \cdot NE_m \cdot Hours$

Where:

NE<sub>work</sub> = net energy for work, MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>m</sub> = net energy required by the animal for maintenance (Equation 10.3), MJ day<sup>-1</sup>

Hours = number of hours of work per day

**EQUATION 10.13**  
**NET ENERGY FOR PREGNANCY (FOR CATTLE/BUFFALO AND SHEEP)**  
 $NE_p = C_{pregnancy} \cdot NE_m$

Where:

NE<sub>p</sub> = net energy required for pregnancy, MJ day<sup>-1</sup>

C<sub>pregnancy</sub> = pregnancy coefficient (see Table 10.7)

NE<sub>m</sub> = net energy required by the animal for maintenance (Equation 10.3), MJ day<sup>-1</sup>

**EQUATION 10.14**  
**RATIO OF NET ENERGY AVAILABLE IN A DIET FOR MAINTENANCE TO DIGESTIBLE ENERGY CONSUMED**

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

Where:

REM = ratio of net energy available in a diet for maintenance to digestible energy consumed

DE% = digestible energy expressed as a percentage of gross energy

**EQUATION 10.15**  
**RATIO OF NET ENERGY AVAILABLE FOR GROWTH IN A DIET TO DIGESTIBLE ENERGY CONSUMED**

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

Where:

REG = ratio of net energy available for growth in a diet to digestible energy consumed

DE% = digestible energy expressed as a percentage of gross energy

**EQUATION 10.16**  
**GROSS ENERGY FOR CATTLE/BUFFALO AND SHEEP**

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

Where:

GE = gross energy, MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>m</sub> = net energy required by the animal for maintenance (Equation 10.3), MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>a</sub> = net energy for animal activity (Equations 10.4 and 10.5), MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>l</sub> = net energy for lactation (Equations 10.8, 10.9, and 10.10), MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>work</sub> = net energy for work (Equation 10.11), MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>p</sub> = net energy required for pregnancy (Equation 10.13), MJ day<sup>-1</sup>

REM = ratio of net energy available in a diet for maintenance to digestible energy consumed (Equation 10.14)

NE<sub>g</sub> = net energy needed for growth (Equations 10.6 and 10.7), MJ day<sup>-1</sup>

NE<sub>wool</sub> = net energy required to produce a year of wool (Equation 10.12), MJ day<sup>-1</sup>

REG = ratio of net energy available for growth in a diet to digestible energy consumed (Equation 10.15)

DE% = digestible energy expressed as a percentage of gross energy

**EQUATION 10.21**  
**CH<sub>4</sub> EMISSION FACTORS FOR ENTERIC FERMENTATION FROM A LIVESTOCK CATEGORY**

$$EF = \left[ \frac{GE \cdot \left( \frac{Y_m}{100} \right) \cdot 365}{55.65} \right]$$

Where:

EF = emission factor, kg CH<sub>4</sub> head<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>

GE = gross energy intake, MJ head<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>

Y<sub>m</sub> = methane conversion factor, per cent of gross energy in feed converted to methane

The factor 55.65 (MJ/kg CH<sub>4</sub>) is the energy content of methane

**ANEXO B – Equações usadas para estimar a emissão de metano por manejo de dejetos  
– capítulo 10 / tier 2 / IPCC (2006)**

**EQUATION 10.23**  
**CH<sub>4</sub> EMISSION FACTOR FROM MANURE MANAGEMENT**

$$EF_{(T)} = (VS_{(T)} \cdot 365) \cdot \left[ B_{o(T)} \cdot 0.67 \text{ kg} / \text{m}^3 \cdot \sum_{S,k} \frac{MCF_{S,k}}{100} \cdot MS_{(T,S,k)} \right]$$

Where:

EF(T) = annual CH<sub>4</sub> emission factor for livestock category T, kg CH<sub>4</sub> animal<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>

VS(T) = daily volatile solid excreted for livestock category T, kg dry matter animal<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> 365 = basis for calculating annual VS production, days yr<sup>-1</sup>

Bo(T) = maximum methane producing capacity for manure produced by livestock category T, m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> kg<sup>-1</sup> of VS excreted 0.67 = conversion factor of m<sup>3</sup> CH<sub>4</sub> to kilograms CH<sub>4</sub>

MCF(S,k) = methane conversion factors for each manure management system S by climate region k, %

MS(T,S,k) = fraction of livestock category T's manure handled using manure management system S in climate region k, dimensionless

**EQUATION 10.24**  
**VOLATILE SOLID EXCRETION RATES**

$$VS = \left[ GE \cdot \left( 1 - \frac{DE\%}{100} \right) + (UE \cdot GE) \right] \cdot \left[ \frac{1 - ASH}{18.45} \right]$$

Where:

VS = volatile solid excretion per day on a dry-organic matter basis, kg VS day<sup>-1</sup>

GE = gross energy intake, MJ day<sup>-1</sup>

DE% = digestibility of the feed in percent (e.g. 60%)

(UE • GE) = urinary energy expressed as fraction of GE. Typically 0.04GE can be considered urinary energy excretion by most ruminants (reduce to 0.02 for ruminants fed with 85% or more grain in the diet or for swine).

Use country-specific values where available.

ASH = the ash content of manure calculated as a fraction of the dry matter feed intake (e.g., 0.08 for cattle). Use country-specific values where available.

18.45 = conversion factor for dietary GE per kg of dry matter (MJ kg<sup>-1</sup>). This value is relatively constant across a wide range of forage and grain-based feeds commonly consumed by livestock.

**ANEXO C – Equações usadas para estimar a emissão de N<sub>2</sub>O por manejo de dejetos – capítulos 10 e 11 / IPCC (2006)**

<p><b>EQUATION 10.25</b>  <b>DIRECT N<sub>2</sub>O EMISSIONS FROM MANURE MANAGEMENT</b></p> $N_2O_{D(mm)} = \left[ \sum_S \left[ \sum_T (N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \cdot MS_{(T,S)}) \right] \cdot EF_{3(S)} \right] \cdot \frac{44}{28}$
---

Where:

N<sub>2</sub>OD(mm) = direct N<sub>2</sub>O emissions from Manure Management in the country, kg N<sub>2</sub>O yr<sup>-1</sup>

N(T) = number of head of livestock species/category T in the country

N<sub>ex</sub>(T) = annual average N excretion per head of species/category T in the country, kg N animal<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>

MS(T,S) = fraction of total annual nitrogen excretion for each livestock species/category T that is managed in manure management system S in the country, dimensionless

EF<sub>3</sub>(S) = emission factor for direct N<sub>2</sub>O emissions from manure management system S in the country, kg N<sub>2</sub>O-N/kg N in manure management system S

S = manure management system

T = species/category of livestock

44/28 = conversion of (N<sub>2</sub>O-N)(mm) emissions to N<sub>2</sub>O(mm) emissions

<p><b>EQUATION 10.31</b>  <b>ANNUAL N EXCRETION RATES (TIER 2)</b></p> $Nex_{(T)} = N_{intake(T)} \cdot (1 - N_{retention(T)})$
---

Where:

N<sub>ex</sub>(T) = annual N excretion rates, kg N animal<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>

N<sub>intake</sub>(T) = the annual N intake per head of animal of species/category T, kg N animal<sup>-1</sup> yr<sup>-1</sup>

N<sub>retention</sub>(T) = fraction of annual N intake that is retained by animal of species/category T, dimensionless

**EQUATION 10.32**  
**N INTAKE RATES FOR CATTLE**

$$N_{intake(T)} = \frac{GE}{18.45} \cdot \left( \frac{CP\%}{6.25} \right)$$

Where:

$N_{intake(T)}$  = daily N consumed per animal of category T, kg N animal<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>

GE = gross energy intake of the animal, in enteric model, based on digestible energy, milk production, pregnancy, current weight, mature weight, rate of weight gain, and IPCC constants, MJ animal<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>

18.45 = conversion factor for dietary GE per kg of dry matter, MJ kg<sup>-1</sup>. This value is relatively constant across a wide range of forage and grain-based feeds commonly consumed by livestock.

CP% = percent crude protein in diet, input

6.25 = conversion from kg of dietary protein to kg of dietary N, kg feed protein (kg N)<sup>-1</sup>

**EQUATION 10.33**  
**N RETAINED RATES FOR CATTLE**

$$N_{retention(T)} = \left[ \frac{Milk \cdot \left( \frac{Milk\ PR\%}{100} \right)}{6.38} \right] + \left[ \frac{WG \cdot \left[ 268 - \left( \frac{7.03 \cdot NE_g}{WG} \right) \right]}{\frac{1000}{6.25}} \right]$$

Where:

$N_{retention(T)}$  = daily N retained per animal of category T, kg N animal<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup>

Milk = milk production, kg animal<sup>-1</sup> day<sup>-1</sup> (applicable to dairy cows only)

Milk PR% = percent of protein in milk, calculated as  $[1.9 + 0.4 \cdot \%Fat]$ , where %Fat is an input, assumed to be 4% (applicable to dairy cows only)

6.38 = conversion from milk protein to milk N, kg Protein (kg N)<sup>-1</sup>

WG = weight gain, input for each livestock category, kg day<sup>-1</sup>

268 and 7.03 = constants from Equation 3-8 in NRC (1996)

NE<sub>g</sub> = net energy for growth, calculated in livestock characterisation, based on current weight, mature weight, rate of weight gain, and IPCC constants, MJ day<sup>-1</sup>

1000 = conversion from grams per kilogram, g kg<sup>-1</sup>

6.25 = conversion from kg dietary protein to kg dietary N, kg Protein (kg N)<sup>-1</sup>



**EQUATION 11.5**  
**N IN URINE AND DUNG DEPOSITED BY GRAZING ANIMALS ON PASTURE, RANGE AND PADDOCK**  
**(TIER 1)**

$$F_{PRP} = \sum_T \left[ N_{(T)} \cdot Nex_{(T)} \right] \cdot MS_{(T,PRP)}$$

Where:

FPRP = annual amount of urine and dung N deposited on pasture, range, paddock and by grazing animals, kg N yr-1

N(T) = number of head of livestock species/category T in the country (see Chapter 10, Section 10.2)

Nex(T) = annual average N excretion per head of species/category T in the country, kg N animal-1 yr-1 (see Chapter 10, Section 10.5)

MS(T,PRP) = fraction of total annual N excretion for each livestock species/category T that is deposited on pasture, range and paddock<sup>12</sup>

**EQUATION 11.11**  
**N<sub>2</sub>O FROM ATMOSPHERIC DEPOSITION OF N VOLATILISED FROM MANAGED SOILS (TIER 2)**

$$N_2O_{(ATD)-N} = \left\{ \sum_i (F_{SN_i} \cdot Frac_{GASFi}) + [(F_{ON} + F_{PRP}) \cdot Frac_{GASM}] \right\} \cdot EF_4$$

Where:

N<sub>2</sub>O(ATD)-N = annual amount of N<sub>2</sub>O-N produced from atmospheric deposition of N volatilised from managed soils, kg N<sub>2</sub>O-N yr-1

F<sub>SNi</sub> = annual amount of synthetic fertiliser N applied to soils under different conditions i, kg N yr-1

Frac<sub>GASFi</sub> = fraction of synthetic fertiliser N that volatilises as NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub> under different conditions i, kg N volatilised (kg of N applied)-1

F<sub>ON</sub> = annual amount of managed animal manure, compost, sewage sludge and other organic N additions applied to soils, kg N yr-1

F<sub>PRP</sub> = annual amount of urine and dung N deposited by grazing animals on pasture, range and paddock, kg N yr-1

Frac<sub>GASM</sub> = fraction of applied organic N fertiliser materials (F<sub>ON</sub>) and of urine and dung N deposited by grazing animals (F<sub>PRP</sub>) that volatilises as NH<sub>3</sub> and NO<sub>x</sub>, kg N volatilised (kg of N applied or deposited)-1 (Table 11.3)

EF<sub>4</sub> = emission factor for N<sub>2</sub>O emissions from atmospheric deposition of N on soils and water surfaces, [kg N-N<sub>2</sub>O (kg NH<sub>3</sub>-N + NO<sub>x</sub>-N volatilised)-1]

## APÊNDICE A – Caracterização dos cenários

Descrição	CB	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7
Produtividade (kg GP / animal / dia)	0,23	0,5	0,8	0,6	1	0,6	1	1
Produção de leite (litros / vaca / dia)	1,1	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Peso médio desmame (machos) (kg)	170	210	230	210	230	210	230	230
Peso médio desmame (fêmeas) (kg)	150	190	210	190	210	190	210	210
Idade à primeira cria (meses)	48	30	24	30	24	30	24	24
Intervalo entre partos (meses)	21	21	21	21	21	14	14	14
Idade de abate média (meses)	48	27,5	19,5	26	18	26	18	18
Peso de abate (machos) (kg)	440	480	500	500	500	500	500	500
Peso de abate (fêmeas) (kg)	420	460	480	480	480	480	480	480
Rendimento de carcaça (%)	50	50	50	50	50	50	50	50
Taxa de desmane (%)	55	55	55	55	55	78	85	85
Taxa de mortalidade (%)	4	4	4	4	4	1	1	1
Taxa média de descarte (% / ano)	20	12,5	11,11	12,5	11,11	12,5	11,11	11,11
Digestibilidade da forragem	47	52	65	55	67	55	67	70
Produção de MS (Kg / ano)	3000	11500	23000	11500	23000	11500	23000	23000
Fator Ym	7,2	6,7	6,2	6,5	6,2	6,5	6,2	6
Consumo médio (kg MS / anim / dia)	8,1	9,99	11,7	9,99	11,7	9,99	11,7	11,7
Eficiência de uso da forragem (%)	50	70	70	70	70	70	70	85
Área necessária (ha)	275,77	55,8	37,46	55,8	37,46	65,92	37,46	31,75
Lotação (UGM / ha)	0,51	2,21	3,77	2,21	3,77	2,21	3,77	4,58
Roçadas (ano)	0	1	2	1	2	1	2	2
Calagem (kg / ano)	0	333,34	666,67	333,34	666,67	333,34	666,67	666,67
P e K (kg / ano)	0	115	230	115	230	115	230	230
Uréia (kg / ano)	0	100	200	0	0	0	0	0
Semente gramíneas hib. (kg / ano)	0	20	40	20	40	20	40	40
Semente legum. hib (kg / ano)	0	0	0	10	10	10	10	10
Semente gramíneas estiv. (kg / ano)	0	0	40	0	40	0	40	40
Semente legum. estiv. (kg / ano)	0	0	0	0	40	0	40	40
Relação biom. aérea e radic.	-	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5

Cont...

Descrição	C8	C9	C10	C11	C12	C13	C14	C15	C16
Produtividade (kg GP / animal / dia)	0,23	0,6	1	0,6	1	1	0,6	1	1
Produção de leite (litros / vaca / dia)	1,1	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2	2,2
Peso médio desmame (machos) (kg)	170	210	230	210	230	230	210	230	230
Peso médio desmame (fêmeas) (kg)	150	190	210	190	210	210	190	210	210
Idade à primeira cria (meses)	48	30	24	30	24	24	30	24	24
Intervalo entre partos (meses)	21	14	14	14	14	14	14	14	14
Idade de abate média (meses)	48	26	18	26	18	18	26	18	18
Peso de abate (machos) (kg)	440	500	500	500	500	500	500	500	500
Peso de abate (fêmeas) (kg)	420	180	480	480	480	480	480	480	480
Rendimento de carcaça (%)	50	50	50	50	50	50	50	50	50
Taxa de desmane (%)	55	85	85	78	85	85	78	85	85
Taxa de mortalidade (%)	4	1	1	1	1	1	1	1	1
Taxa média de descarte (% / ano)	25	14,3	12,5	12,5	11,11	11,11	12,5	11,11	11,11
Digestibilidade da forragem	47	55	70	55	67	70	55	67	70
Produção de MS (Kg / ano)	3000	11500	23000	11500	23000	23000	11500	23000	23000
Fator Ym	7,2	6,5	6	6,5	6,2	6	6,5	6,2	6
Consumo médio (kg MS / anim / dia)	8,1	9,99	11,7	9,99	11,7	11,7	9,99	11,7	11,7
Eficiência de uso da forragem (%)	50	70	85	70	70	85	70	70	85
Área necessária (ha)	275,77	65,92	38	65,92	37,46	31,75	65,92	37,46	31,75
Lotação (UGM / ha)	0,51	2,21	4,58	2,21	3,77	4,58	2,21	3,77	4,58
Roçadas (ano)	0	1	2	1	2	2	1	2	2
Calagem (kg / ano)	0	333,34	666,67	333,34	666,67	666,67	333,34	666,67	666,67
P e K (kg / ano)	0	115	230	115	230	230	115	230	230
Uréia (kg / ano)	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Semente gramíneas hib. (kg / ano)	0	20	40	20	40	40	20	40	40
Semente legum. hib (kg / ano)	0	10	10	10	10	10	10	10	10
Semente gramíneas estiv. (kg / ano)	0	0	40	0	40	40	0	40	40
Semente legum. estiv. (kg / ano)	0	0	40	0	40	40	0	40	40
Relação biom. aérea e radic	-	0,5	0,5	0,8	0,8	0,8	-	-	-

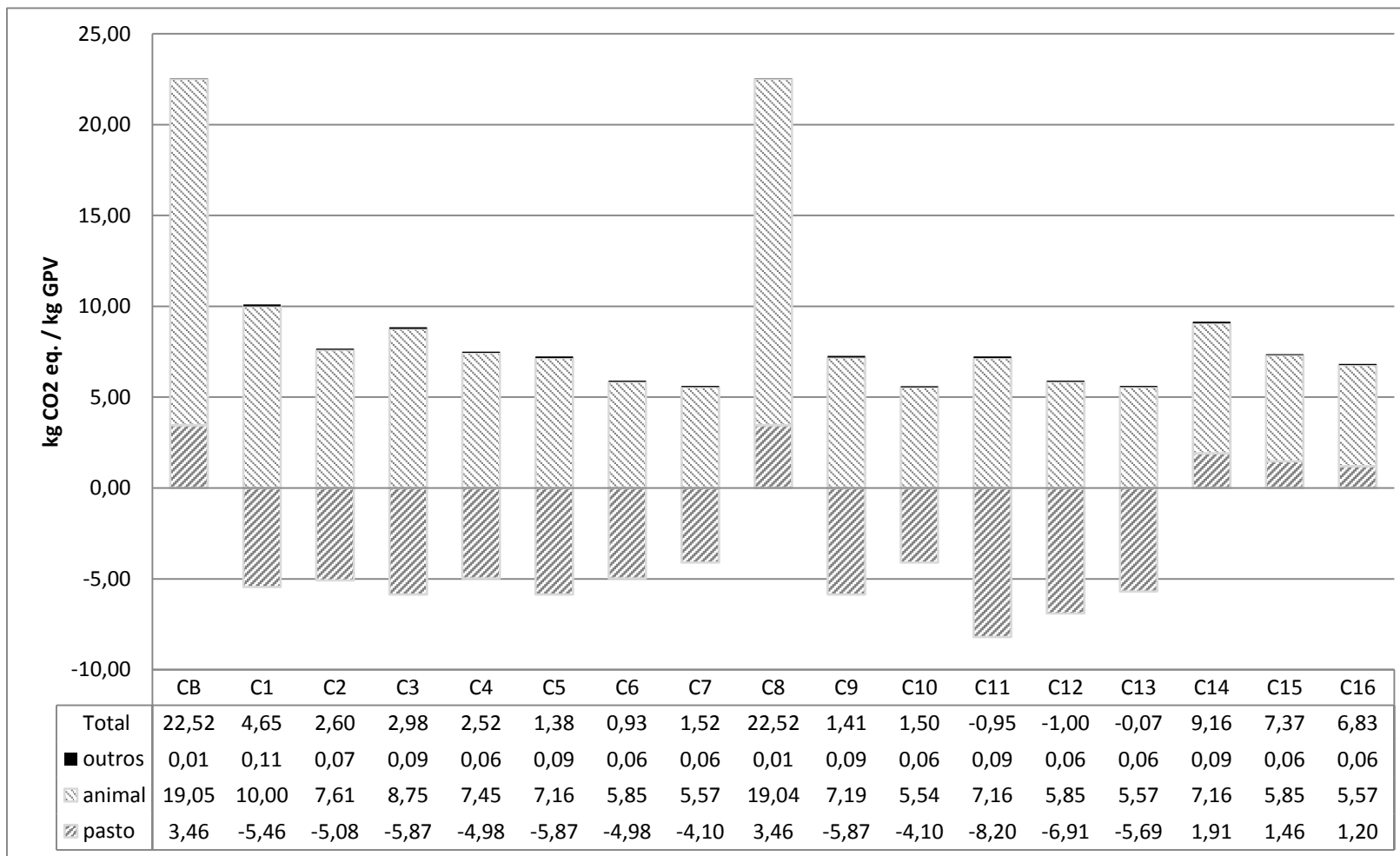
**Fonte:** Zimmer & Euclides Filho (1997); Lobato (1999); Euclides Filho (2000); NRC (2000); Corrêa et.al. (2001); Oliveira et. al. (2006); Lima et. al. (2006); Santos et. al. (2011); Kichel et. al. (2011); entre outros e dados do trabalho.

**APENDICE B – Valores brutos de aquecimento global (kg CO2 eq.), uso da terra (m2a) e depleção de combustíveis fósseis (kg oil eq.) dos diferentes cenários**

	Climate change	Agricultural land occupation	Fossil depletion
	kg CO2 eq	m2a	kg oil eq
<b>CB</b>	22,52	234,78	0,0042
<b>C1</b>	4,65	25,1	0,577
<b>C2</b>	2,6	9,45	0,4545
<b>C3</b>	2,98	21,03	-0,1255
<b>C4</b>	2,52	7,67	-0,0612
<b>C5</b>	1,38	21,03	-0,1255
<b>C6</b>	0,93	7,67	-0,0612
<b>C7</b>	1,52	6,32	-0,0489
<b>C8</b>	22,52	234,78	0,0042
<b>C9</b>	1,41	21,03	-0,1255
<b>C10</b>	1,5	6,32	-0,0489
<b>C11</b>	-0,95	21,03	-0,1255
<b>C12</b>	-1	7,67	-0,0612
<b>C13</b>	-0,07	6,32	-0,0489
<b>C14</b>	9,16	21,03	-0,1255
<b>C15</b>	7,37	7,67	-0,0612
<b>C16</b>	6,83	6,32	-0,0489

**Fonte:** elaborado pelos autores

**APENDICE C – Total de emissões de GEE (kg CO<sub>2</sub> eq. / kg GPV) nos diferentes cenários e as contribuições dos animais, da pastagem, e demais processos, no total emitido**



Fonte: elaborado pelos autores