

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel – FAEM
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia – PPGZ



Tese

**Sustentabilidade dos sistemas brasileiros de produção em pastagem de
bovinos de corte**

Milene Dick

Pelotas, 2018

Milene Dick



Sustentabilidade dos sistemas brasileiros de produção em pastagem de bovinos de corte

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Zootecnia.

Orientador: Prof. Dr. Otoniel Geter Lauz Ferreira – UFPel

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

Pelotas, 2018

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas
Catalogação na Publicação

D111s Dick, Milene

Sustentabilidade dos sistemas brasileiros de produção em pastagens de bovinos de corte / Milene Dick ; Otoniel Geter Lauz Ferreira, orientador ; Marcelo Abreu da Silva , coorientador. — Pelotas, 2018.

148 f. : il.

Tese (Doutorado) — Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, 2018.

1. Intensificação sustentável. 2. Análise de ciclo de vida - ACV. 3. Aquecimento global. 4. Mudanças climáticas. 5. Pegada de carbono. I. Ferreira, Otoniel Geter Lauz, orient. II. , Marcelo Abreu da Silva, coorient. III. Título.

CDD : 636.213

Elaborada por Gabriela Machado Lopes CRB: 10/1842

Milene Dick

Sustentabilidade dos sistemas brasileiros de produção em pastagem de bovinos de corte

Tese **APROVADA**, como requisito parcial, para obtenção do grau de Doutora em Zootecnia, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas.

Data da defesa: 16 / 10 / 2018.

Banca examinadora:

Prof. Dr. Otoniel Geter Lauz Ferreira (Orientador)
Doutor em Zootecnia pela Universidade

Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva (Co-orientador)
Doutor em Eco-etologia

Prof. Dr. Manoel de Souza Maia
Doutor em Agronomia

Prof. Dr. Homero Dewes
PhD em Biologia

Dr. Ricardo Furtado
Doutor em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental

Prof. Dr. Cássio Cassal Brauner
Doutor em Zootecnia

À minha mãe...

Por sua fé e confiança, muito antes de eu mesma acreditar ser possível...

Obrigada por me guiar, apoiar e incentivar sempre...

Teus ensinamentos continuam a nortear minhas escolhas, mesmo com a saudade insistindo em me lembrar da tua ausência.

Te amo hoje e sempre!

Agradecimentos

Às instituições integrantes do Grupo de Pesquisa APASTO RS, e particularmente, à Universidade Federal de Pelotas, à Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento pelos ensinamentos e disponibilização dos meios necessários à realização deste trabalho.

Ao Professor Marcelo Abreu por acreditar sempre e não desistir jamais.

Ao Professor Otoniel Ferreira, pela oportunidade e confiança.

Aos professores Homero Dewes e Manoel Maia e ao colega Ricardo Furtado pela participação na banca de defesa e apoio e incentivo em diversos momentos dessa jornada.

Aos demais professores do Programa de Pós-graduação em Zootecnia da UFPel que de alguma forma colaboraram para esta conquista.

A Deus, pela vida maravilhosa que me presenteia.

À minha mãe, Marlene, maior incentivadora de minha formação. Graças ao seu entusiasmo hoje realizo esta conquista.

Ao meu pai, Danilo, por garantir que os meus sonhos saíssem de mim e ganhassem forma. Saudades dos meus companheiros de gostos, sonhos e caminhadas.

Aos meus anjos de luz de agora (Miúda, Peko e Fedelho) e que já se foram (Mosa, Dengo, Toco, Pitty, Lilly, Fofa, Rey, Rubi, Bolly), por acalmarem meu coração e me trazerem a paz que preciso.

Aos meus segundos pais Tereza e Guido (in memoria) e Ronaldo e Juliana pelo amor que sempre deles recebi.

Aos meus irmãos Melina e Daniel, meus quase irmãos Leonardo e Lilia, e Tatiana, Priscila e Ricardo, que a vida agregou, pela paciência e compreensão.

À Maria Lúcia, minha afilhada, renovação de força e fé.

Aos muitos amigos que fiz ao longo dessa jornada, sabendo que muitos não serão citados, mas sem poder deixar de mencionar a Márcia, a Tamiris, a Maria Isabel e a Helena, pela acolhida numa cidade distante.

Aos colegas Elton, Rafael, Mário, Toninho, Adi, João Francisco, Alberto e Vanderlei pelo apoio e compreensão que viabilizaram essa realização.

E a todos amigos que torceram por mim e me ajudaram, mesmo sem saber, a concretizar esse sonho.

*Senhor, fazei-me instrumento de vossa paz.
Onde houver ódio, que eu leve o amor;
Onde houver ofensa, que eu leve o perdão;
Onde houver discórdia, que eu leve a união;
Onde houver dúvida, que eu leve a fé;
Onde houver erro, que eu leve a verdade;
Onde houver desespero, que eu leve a esperança;
Onde houver tristeza, que eu leve a alegria;
Onde houver trevas, que eu leve a luz...*

São Francisco de Assis

Resumo

DICK, Milene, Sustentabilidade dos sistemas brasileiros de produção em pastagem de bovinos de corte. 2018. 148 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel, Universidade Federal de Pelotas, Campus Capão do Leão.

O crescente interesse da população mundial por questões socioambientais dos sistemas produtivos tem ocasionado uma maior preocupação no sentido de repensar práticas e posturas a fim de minimizar os impactos do Homem no planeta. No contexto brasileiro, estes debates incidem fortemente no setor agropecuário, mais especificamente na produção de bovinos de corte, por sua relevância econômica e social, utilização de grandes extensões de terras e por sua influência no aquecimento global, através da emissão de gases de efeito estufa (GEE) pelos animais. Neste sentido, no presente trabalho se propôs analisar: (1) a evolução da produção e qualidade da carne brasileira e seus impactos ambientais, entre os anos de 1994 e 2018; (2) diferentes impactos ambientais dos sistemas de produção de bovinos de corte típicos dos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal; e (3) a relação entre intensificação produtiva, emissões de GEE e conservação da biodiversidade nos sistemas de cria característicos destes biomas. A evolução da produção e qualidade da carne, e da ocupação territorial brasileira foi determinada com base em dados publicados por instituições oficiais. As estimativas de impacto ambiental foram realizadas através do método de análise de ciclo de vida (ACV), implementado através do software SimaPro®, em conformidade com as normas ISO14040 e 14044. Melhorias produtivas deram origem ao “Novo Milagre Brasileiro” que consistiu no incremento da produção, da qualidade e das exportações de carne entre 1994 e 2018, com redução de 19,3% da área de pastagens e redução da pegada de carbono da carne bovina brasileira de 49,6 para 25,6 kg CO₂ eq. / kg eq. carcaça (CWE). As emissões de GEE da produção de carne foram de 13,92; 12,10; 14,62 e 21,18 kg CO₂ eq. / kg de ganho de peso vivo (GPV), e o uso da terra foi de 89,30, 87,94, 158,84 e 148,27 m²a / kg GPV, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. O sistema Cerrado apresentou maiores valores de acidificação terrestre, depleção de metais e combustíveis fósseis, ecotoxicidade de água doce e marinha e formação de material particulado. O sistema Pantanal foi mais impactante na depleção de água, eutrofização de água doce e marinha e formação de oxidantes fotoquímicos. Em todos os casos a toxicidade humana e a ecotoxicidade terrestre foram negativas. Ocupação de áreas urbanas, depleção de ozônio, transformação de áreas de vegetação natural e radiação ionizante foram não significativas, após normalização. A confrontação de intensificação produtiva e conservação da biodiversidade na cria bovina mostrou que a mitigação de impactos ambientais de forma pontual pode inviabilizar outras possibilidades. Estas constatações permitem um maior conhecimento das peculiaridades de cada bioma, bem como, um direcionamento mais adequado dos esforços de identificação de alternativas de mitigação de impactos ambientais e de melhoria de seu desempenho socioeconômico. Nesse sentido, uma convergência de esforços em prol da produção nacional torna-se particularmente importante no panorama de 2050, quando o Brasil, com sua abundância de recursos naturais, poderá participar de forma preponderante do desafio global de aumento da produção de alimentos.

Palavras-chaves: ACV; aquecimento global; intensificação sustentável; mudanças climáticas; pegada de carbono; produção verde.

Abstract

DICK, Milene, Sustainability of Brazilian pasture-based beef cattle production. 2018. 148 f. PhD in Animal Production - Graduate Program in Animal Science, Agronomy School Eliseu Maciel, Federal University of Pelotas, Capão do Leão Campus.

The growing interest of the world population for socio-environmental issues in production systems has led to greater concern for rethinking practices and attitudes in order to minimize human impacts on the planet. In the Brazilian context, these debates have a strong impact on the agricultural sector, more specifically on the beef cattle production, due to their economic and social relevance, the use of large tracts of land and their influence on global warming through the greenhouse gases emission (GHG) by animals. In this sense, in the present work it was proposed to analyze: (1) the evolution of Brazilian meat production and quality and its environmental impacts, between 1994 and 2018; (2) different environmental impacts of beef cattle production systems typical of the Amazon, Cerrado, Pampa and Pantanal biomes; and (3) the relationship between productive intensification, GHG emissions and biodiversity conservation in breeding systems characteristic of these biomes. The evolution of meat production and quality, and Brazilian territorial occupation was determined based on data published by official institutions. Environmental impact estimates were performed using the life cycle analysis (LCA), implemented by SimaPro® software, in accordance with ISO 14040 and 14044. Productive improvements gave rise to the "New Brazilian Miracle", which consisted of an increase in meat production, quality and exports between 1994 and 2018, with a reduction of 19,3% in pasture area and of Brazilian beef carbon footprint from 49.6 to 25.6 kg CO₂ eq. / kg eq. carcass (CWE). GHG emissions from meat production were 13.92; 12.10; 14.62 and 21.18 kg CO₂ eq. / kg of live weight gain (GPV), and the agricultural land use was 89.30, 87.94, 158.84 and 148.27 m²a / kg GPV, respectively, in the Amazon, Cerrado, Pampa and Pantanal systems. The Cerrado system presented higher values of terrestrial acidification, depletion of metals and fossil fuels, freshwater and marine ecotoxicity and particulate matter formation. The Pantanal system was more impacting in water depletion, freshwater and marine eutrophication and the photochemical oxidants formation. In all cases human toxicity and terrestrial ecotoxicity were negative. Urban areas occupation, ozone depletion, natural land transformation and ionizing radiation were not significant after normalization. The confrontation of productive intensification and biodiversity conservation in breeding stage showed that the mitigation of environmental impacts in a timely manner may make other possibilities unfeasible. These findings allow a greater knowledge of the peculiarities of each biome, as well as a more adequate targeting of efforts to identify alternatives to mitigate environmental impacts and improve their socioeconomic performance. In this sense, a convergence of efforts in favor of national production becomes particularly important in the panorama of 2050, when Brazil, with its abundance of natural resources, will be able to participate in a preponderant way of the global challenge of increasing food production.

Keywords: carbon footprint; climate change; global warming; green production; LCA; sustainable intensification.

Sumário

1	Introdução geral	23
1.1	Justificativa	25
1.2	Objetivos.....	25
1.3	Hipóteses.....	26
2	Revisão de Literatura	26
2.1	Desenvolvimento sustentável	26
2.2	Intensificação sustentável.....	27
2.3	Estratégias de mitigação dos impactos ambientais	29
2.4	Pagamentos por serviços ambientais	30
2.5	Possibilidades e perspectivas para o futuro	31
3	Metodologia.....	32
3.1	Análise de ciclo de vida	33
3.2	Sistemas estudados	33
	Referências	35
	Capítulo 1	41
	Mitigação de impactos ambientais e produção de carne de alta qualidade: o “Novo Milagre Brasileiro”	45
	Mitigation of environmental impacts and high-quality meat production: the “New Brazilian Miracle”	47
1	Introdução	49
2	Materiais e Métodos.....	50
3	Resultados e Discussão.....	51
3.1	Expansão produtiva (1994 a 2004).....	51
3.2	Transição sustentável (2005 a 2014).....	53
3.3	Desafio da consolidação (2015 a 2018)	55
3.4	Itinerário produtivo e perspectivas	56
4	Conclusões	58
	Referências	61

Capítulo 2	65
Impactos ambientais dos sistemas de produção de bovinos de corte nos diferentes biomas brasileiros	69
Environmental impacts of beef cattle production systems in the different Brazilian biomes	71
1 Introdução.....	73
2 Materiais e métodos	74
2.1 Limites dos sistemas e unidade funcional.....	74
2.2 Descrição dos sistemas	75
2.2.1 Construção dos sistemas produtivos	77
2.3 Análise de inventário de ciclo de vida	77
2.3.1 Cálculos das emissões	81
2.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida	82
3 Resultados.....	83
3.1 Inventário de ciclo de vida.....	83
3.2 Avaliação de impacto do ciclo de vida	84
3.2.1 Mudanças climáticas.....	86
3.2.2 Ocupação de terras agrícolas	87
3.2.3 Ocupação de terras urbanas.....	87
3.2.4 Transformação de áreas de vegetação natural.....	88
3.2.5 Acidificação terrestre.....	88
3.2.6 Eutrofização de água doce.....	88
3.2.7 Eutrofização marinha	89
3.2.8 Depleção de água doce	89
3.2.9 Depleção de metais	89
3.2.10 Depleção de fósseis.....	90
3.2.11 Depleção de ozônio	90
3.2.12 Ecotoxicidade terrestre	90
3.2.13 Ecotoxicidade de água doce	91
3.2.14 Ecotoxicidade marinha.....	91
3.2.15 Toxicidade humana.....	92
3.2.16 Formação de oxidantes fotoquímicos	92
3.2.17 Formação de material particulado.....	92
3.2.18 Radiação ionizante.....	93

4	Discussão.....	93
4.1	Mudanças climáticas	93
4.2	Ocupação de terras agrícolas.....	95
4.3	Depleção de recursos.....	95
4.4	Acidificação terrestre e eutrofização de água doce e marinha	96
4.5	Ecotoxicidade terrestre, de água doce, marinha e humana.....	98
4.6	Formação de oxidantes fotoquímicos e de material particulado	98
4.7	Ocupação de terras urbanas, transformação de áreas de vegetação natural, depleção de ozônio, radiação ionizante	99
5	Conclusões	100
	Referências	103
	Capítulo 3.....	109
	Potencial de aquecimento global e conservação da biodiversidade na fase de cria de bovinos de corte nos diferentes biomas brasileiros.....	113
	Global warming potential and biodiversity conservation in the breeding stage of beef cattle in the different Brazilian biomes.....	115
1	Introdução	117
2	Materiais e Métodos.....	119
2.1	Limites dos sistemas e unidade funcional	119
2.2	Descrição dos sistemas.....	120
2.3	Análise de inventário de ciclo de vida.....	125
2.3.1	Cálculo das emissões de GEE	126
2.3.2	Definição dos indicadores de conservação da biodiversidade	127
2.4	Avaliação de impacto de ciclo de vida	128
2.4.1	Mudanças climáticas	129
2.4.2	Conservação da biodiversidade.....	129
3	Resultados e Discussão.....	129
4	Conclusões	135
	Agradecimentos	136
	Referências	137
	Considerações finais	147

“Não é o mais forte que sobrevive, nem o mais inteligente, mas o que melhor se adapta às mudanças.”

C. Darwin

1 Introdução geral

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 séculos, mas só recentemente assimilada como tão importante quanto o desempenho econômico das atividades. Desta maneira, discussões quanto à sustentabilidade das diferentes atividades humanas, em seu sentido amplo, ganham destaque (Robèrt, 2000), sobretudo no setor primário que, por sua relevância, vem se tornando alvo de cobranças e críticas, principalmente, no que se refere à produção de ruminantes e sua relação com a dinâmica solo-planta-animal e com o aquecimento global.

Em meio a estas questões, o Brasil encontra-se numa posição de destaque, uma vez que a agropecuária é responsável por mais de 9 milhões de empregos (IBGE, 2018a) e o país possui o maior rebanho bovino comercial do mundo, mantido quase que exclusivamente em pastagens com mínima utilização de insumos, e ocupando, segundo o IBGE (2018b), cerca de 158 milhões de hectares.

Desta maneira, conhecer os reais impactos das atividades pecuárias, adequar estes sistemas produtivos às novas diretrizes da sustentabilidade e da intensificação sustentável (Garnett et al., 2013) e, determinar especificidades de diferentes sistemas de produção se mostram necessidades primordiais, e devem envolver os diferentes elos, incluindo o meio acadêmico e a pesquisa, a fim de contribuir para a diferenciação de sistemas produtivos, dando subsídios para a criação de mercados especializados, com agregação de valor aos produtos da pecuária nacional (Rangnekar, 2004).

A análise da sustentabilidade destes sistemas, com vistas à escolha de práticas mais adequadas pode ser facilitada pela utilização de metodologias 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, difusão mundial e, seu escopo (Goedkoop et al., 2009), sendo mundialmente utilizada no estudo de sistemas de produção bovina (Beauchemin et al., 2010; Casey & Holden, 2006; Cerri et al. 2016; Dick et al., 2015a;

Figueiredo et al. 2017; Nguyen et al., 2010; Ogino et al., 2007, 2004; Pelletier et al., 2010; Huerta et al., 2018) e na proposição de cenários futuros (Beauchemin et al., 2011; Dick et al., 2015b). Para auxiliar na realização da análise, diversas ferramentas têm sido desenvolvidas, incluindo *softwares* como o SimaPro®, reconhecidos internacionalmente e com ampla possibilidade de interações com pesquisas realizadas em outros lugares do mundo através de suas bases de dados (Goedkoop et al., 2010).

Neste contexto, o presente trabalho teve o intuito de caracterizar, através de ACVs, os impactos dos sistemas de produção de bovinos de corte típicos dos biomas brasileiros onde a pecuária apresenta maior relevância. Sua apresentação foi dividida em cinco partes, sendo que na primeira, foram fornecidas as informações relativas ao contexto científico que embasou o trabalho. Na segunda (capítulo 1), foi realizada uma contextualização da atividade pecuária brasileira frente a políticas públicas e demais intervenções na cadeia de suprimentos, nos últimos 25 anos. No capítulo 2, foram avaliados os impactos ambientais dos sistemas de produção de bovinos de corte típicos dos principais biomas pecuários brasileiros (Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal), em termos de (a) mudanças climáticas; (b) ocupação de terras agrícolas e, (c) urbanas; (d) transformação de áreas de vegetação natural; (e) acidificação terrestre; (f) eutrofização de água doce e (g) marinha; (h) depleção de água doce, (i) de metais, (j) de fósseis e, (k) de ozônio; (l) ecotoxicidade terrestre, (m) de água doce e (n) marinha; (o) toxicidade humana; (p) formação de oxidantes fotoquímicos e, (q) de material particulado; e (r) radiação ionizante. No capítulo 3, foram analisadas questões ambientais relacionadas com a fase de cria destes sistemas de produção de bovinos de corte e; por fim, foram apresentadas as considerações finais.

Estas informações podem embasar simulações da aplicação progressiva de práticas melhoradoras dos sistemas numa abordagem nacional ou individualmente, a fim de identificar alternativas de mitigação de impactos ambientais e de melhoria de seu desempenho socioeconômico.

Espera-se, desta forma, contribuir para um maior conhecimento das peculiaridades regionais, para a formação de recursos humanos e para a melhoria da produção bovina brasileira. De maneira mais abrangente, o estudo se insere num esforço maior do grupo de trabalho que busca, por meio de suas diferentes atividades, contribuir para a conscientização da importância e perspectivas da pesquisa e da

educação ambiental para a determinação, aplicação, disseminação e consolidação de sistemas produtivos mais sustentáveis.

1.1 Justificativa

A presente proposta deve-se à crescente demanda por produtos e formas de produção que respeitem o meio ambiente, sejam socialmente justas e gerem renda aos produtores, que inclui, de forma particularmente importante, a cadeia produtiva da carne. Neste contexto, a pesquisa científica é de vital importância para a adequação dos sistemas produtivos, através da determinação de parâmetros específicos para diferentes realidades.

1.2 Objetivos

Estudar os sistemas de produção bovina característicos dos biomas brasileiros onde a atividade pecuária tem maior relevância, a fim de contribuir para a caracterização e diferenciação dos mesmos, bem como, para a melhoria dos processos produtivos adequando-os às novas exigências do mercado.

De maneira mais específica pretende-se:

- Obter parâmetros regionais necessários para a adequada avaliação dos sistemas de produção de bovinos de corte, característicos dos diferentes biomas brasileiros;
- Avaliar a sustentabilidade de sistemas produtivos típicos das principais regiões produtoras de gado de corte do Brasil, com foco nos biomas Pampa, Pantanal, Cerrado e Amazônia;
- Evidenciar a influência de práticas produtivas ditas melhoradoras sobre a mitigação dos impactos ambientais e o desempenho socioeconômico destes sistemas de produção;
- Colaborar com a melhoria dos processos produtivos como um todo e com sua adequação às exigências atuais e futuras do mercado.

1.3 Hipóteses

- A pecuária nacional, a despeito da pressão midiática internacional é sustentável;
- As peculiaridades regionais, ocasionadas pela amplitude geográfica, geram variações significativas nos impactos potenciais da atividade em diferentes regiões;
- A caracterização dos sistemas e a definição de parâmetros regionais evidenciará a necessidade de se propor políticas de incentivo e práticas diferenciadas, que tenham em conta e valorizem suas peculiaridades.

2 Revisão de Literatura

2.1 Desenvolvimento sustentável

O conceito de desenvolvimento sustentável (DS) surgiu em meados dos anos 1980 junto com a proposta de sociedade sustentável, como uma tentativa de unir as preocupações ambientais e as questões de desenvolvimento humano (Robinson, 2004). Autores como Gawor (2008) consideram a ideia do DS como utópica, porém este mesmo autor reconhece que somente se pensando utopicamente é possível empreender um caminho específico. Neste sentido, Mebratu (1998) salienta que foram esses conceitos que possibilitaram o desenvolvimento de uma visão global em relação ao futuro do planeta.

Ainda nos anos 1990 ocorreu, segundo Robinson (2004), o surgimento de duas correntes de pensamento no âmbito do DS: o preservacionismo e o conservacionismo, sendo preconizada, na primeira corrente, a preservação das áreas naturais e, na segunda, a proteção dessas áreas, sendo a mesma essencialmente uma forma de uso da terra pelo homem, enraizada na filosofia social de proporcionar recursos naturais para todos.

Em sintonia com a vertente preservacionista, Ehrlich & Ehrlich (1991), argumentam que os principais problemas são a superpopulação humana e o consumo excessivo, exigindo alterações das crenças individuais e do comportamento humano. Em contrapartida, Commoner (1991), em apoio à linha conservacionista, argumenta

que a chave para a mitigação dos impactos ambientais é o desenvolvimento de tecnologias, sugerindo um foco original na busca de soluções.

Estes 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 *Nosso Futuro em Comum (Our Common Future)* onde o DS é definido como “capaz de atender às necessidades das gerações atuais sem comprometer a capacidade das gerações futuras de atender suas próprias necessidades”. Robinson (2004) imputa à WCED um cunho político, menos inclinado a argumentar a favor de mudanças drásticas e mais voltado para o estímulo tecnológico.

Em ambas as propostas, a avaliação da sustentabilidade das atividades humanas é de vital importância. É neste contexto que vêm sendo desenvolvidas e utilizadas as chamadas ferramentas de avaliação da sustentabilidade. Essas ferramentas funcionam basicamente como indicadores de sustentabilidade, sendo que na vertente preservacionista, buscam considerar os impactos das ações humanas sobre o meio ambiente e, na corrente conservacionista, são utilizadas com o intuito de estudar a viabilidade de tecnologias existentes ou a serem utilizadas futuramente (Robinson, 2004).

2.2 Intensificação sustentável

Admitindo o ser humano como parte dos ecossistemas, com base na vertente conservacionista, a premissa de que o aumento da produção deve ser realizado, de preferência, por meio do incremento da produtividade, constitui o maior consenso atual da produção primária. Sem aumento das áreas utilizadas, a intensificação da produção acaba atuando, de forma indireta, na proteção de áreas mais sensíveis (Garnett et al., 2013). Neste sentido, a maioria dos principais países produtores já iniciaram, ou estão prestes a iniciar, uma transição agrícola onde o aumento da produção nacional é resultado majoritariamente do aumento dos rendimentos e da produtividade, e não do aumento da área de terras utilizadas para a agricultura (Lima, 2014).

Seguindo a linha de pensamento de que menores rendimentos produtivos em áreas cultivadas podem gerar benefícios ambientais locais (Garnett et al., 2013),

pesquisadores como Conceição et al. (2005) e Tornquist & Bayer (2009) determinaram que com maior disponibilidade de forragem, o teor de carbono (C) orgânico do solo pode aumentar, especialmente em camadas superficiais. Por outro lado, autores como McNeely & Scherr (2009) salientam que aumentos na produtividade estimulados pelas tecnologias da Revolução Verde contribuíram para a diminuição da conversão de terras no mundo, no final do século passado. No caso do Brasil, melhorias na produtividade de carne bovina ocorridas durante o período de 1950 a 2006 foram responsáveis, segundo Lobato et al. (2014) por 79% do crescimento da produção nacional, evitando assim a necessidade de conversão de 525 milhões de hectares.

A agricultura, quando feita de forma irracional, pode representar uma grande ameaça para a biodiversidade dos ecossistemas (McNeely & Scherr, 2009). Como forma de minimizar tais riscos em ambientes considerados *hotspots* de biodiversidade, uma alternativa racional é a integração da agricultura com práticas conservacionistas da vida selvagem. Para isso, devido aos rendimentos nesses sistemas serem inferiores, uma maior quantidade de terras se faz necessária para uma determinada produção (Garnett et al., 2013). Isto sugere uma abordagem alternativa baseada no uso eficiente da terra, segundo a qual os rendimentos devem ser aumentados em terras cultivadas, liberando assim outras terras para conservação. Tal abordagem pode ser definida pelo termo intensificação sustentável (Garnett et al., 2013), intensificação ecológica (Petersen, 2015) ou ainda, conforme proposto por Taube et al. (2014), ecoeficiência dos sistemas produtivos.

Em se tratando de pecuária, a palavra “intensificação” é particularmente problemática, sendo frequentemente associada a formas de produção que geram efeitos comprovadamente negativos sobre a saúde e o bem-estar dos animais. Porém, a intensificação pode aumentar a produção, especialmente quando a baixa produtividade é causada por doenças, alimentação insuficiente ou problemas sanitários, o que leva a uma convergência entre intensificação e bem-estar animal (Garnett et al., 2013).

Com base na vertente preservacionista, autores como Barnes (2016) defendem que as inovações agrícolas desenvolvidas com o objetivo de aumentar a produtividade e a sustentabilidade não são suficientes por si só. Entretanto, essas medidas são e continuarão a ser, necessárias para o controle da conversão de terras e para a proteção da biodiversidade. O uso adequado de áreas com o intuito de retirar dos

sistemas de produção áreas mais sensíveis a fim de incluí-las como áreas de preservação, conforme descrito por McNeely & Scherr, (2009) em diferentes locais do planeta, reiteram a importância da atuação no sentido da intensificação sustentável.

2.3 Estratégias de mitigação dos impactos ambientais

Melhorias produtivas nos diferentes componentes dos sistemas produtivos são apontadas como possibilidades essenciais para mitigar os impactos ambientais dos sistemas de produção pecuários (Capper et al., 2009). Quando se trata dos animais, já é consenso que uma melhor eficiência alimentar tem impacto nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) (IPCC, 2006). Bovinos com maiores taxas de conversão alimentar alimentados com dietas de maior digestibilidade emitem menos GEE por unidade de produto (Dick et al., 2015b). Por sua vez, o solo é considerado por Lal (2004) o maior dreno de carbono (C) atmosférico existente. O sequestro de C no solo tem o potencial de compensar entre 0,4 a 1,2 Gt de C por ano, ou seja, de 5 a 15% das emissões globais de combustíveis fósseis (Lal, 2004) e pode contribuir com cerca de 89% das mitigações globais, referentes à agricultura (Smith et al., 2007).

O sequestro de C no solo é potencializado por sistemas produtivos que agregam grandes quantidades de biomassa ao solo, causam perturbações mínimas, retêm água, conservam e melhoram a estrutura, aumentando a atividade e a diversidade de espécies da fauna e dinamizando mecanismos elementares de ciclagem. Como consequência, segundo Lal (2004), o sequestro de C no solo tem sido amplamente considerado econômico e ambientalmente amigável. Assim, o uso da terra constitui-se numa das categorias de impacto mais importantes (Weiss & Leip, 2012; Nguyen et al. 2010; Flysjo et al. 2012), devido à sua importância na mitigação de GEE (McAlpine et al., 2009; Soussana, 2010), bem como, pela sua influência sobre outros aspectos ambientais (p. ex.: biodiversidade, acidificação terrestre e eutrofização das águas).

Nesse sentido, vários autores (Conant et al., 2001; Soussana et al., 2004; Byrne et al., 2005; Jacksic et al., 2006; Maia et al., 2009), descrevem a importância das pastagens devido à sua atuação como dreno de C em situações de intensificação dos sistemas produtivos. Tais resultados reiteram as afirmações de Soussana et al.

(2010), de atribuem ao sequestro de C pelas pastagens uma importante função na mitigação das emissões de GEE da produção de ruminantes.

2.4 Pagamentos por serviços ambientais

Segundo a *Food and Agriculture Organization* – FAO (2009) os ecossistemas prestam 24 diferentes serviços. Conforme visto anteriormente, podem colaborar para a redução dos impactos das atividades agropecuárias sobre o meio ambiente por meio de incrementos produtivos, seja por meio do melhoramento dos índices produtivos seja pela melhor gestão das áreas (Bartl et al., 2011; Cederberg et al., 2009; Dick et al., 2015b). Ao mesmo tempo, autores como Garnett (2009) afirmam que habitats protegidos podem ser tão ou mais valorizados do que o seu uso agrícola. As terras não somente preservam ou acumulam reservas de carbono no solo ou retém CO₂ atmosférico, mas também contribuem para a conservação da biodiversidade, mantêm a qualidade da água, constituem habitats da vida silvestre e possuem valor estético (Beauchemin, 2010). Dessa maneira, os méritos ambientais dos sistemas de produção só podem ser plenamente avaliados considerando todos os seus benefícios (Garnett, 2009). De acordo com a Política Agrícola da União Europeia, a conservação áreas de pastagens cumpre a função de pastoreio, mas também de preservação da diversidade da natureza e da paisagem (Taube et al., 2014).

Seguindo essa linha de pensamento, em países desenvolvidos a política fiscal tem sido amplamente utilizada com fins de promover a conservação da biodiversidade. Por vezes são aplicados impostos reduzidos sobre terras com usos que a conservam e, em alguns casos, ocorre até mesmo isenção total de obrigações fiscais (Nguyen, 2010). Nessas situações, são impostas certificações periódicas para confirmar a elegibilidade dos sistemas e garantir a eficácia do procedimento. Raciocínio semelhante deve ser aplicado a produtores que administram suas terras e recursos para gerar serviços ambientais produzem serviços de valor real para as comunidades locais, nacionais e/ou globais (Garnett, 2009). Por coerência, o conceito de prestação de serviços ambientais implica que os produtores sejam diretamente compensados pelos serviços que providenciam (Lal, 2013).

Com a assinatura do Protocolo de Quioto, em 1997, na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, o mercado de serviços de sequestro de

carbono ganhou destaque (McNeely & Scherr, 2009). Em algumas situações, os pagamentos diretos podem oferecer uma alternativa de baixo custo para o financiamento de projetos que promovam sistemas de produção mais sustentáveis (Gadanakis et al., 2015).

2.5 Possibilidades e perspectivas para o futuro

Na inovação e adoção de técnicas que menor impacto ambiental, os agricultores brasileiros são pioneiros no uso do plantio direto, que mantém a superfície do solo coberta, diminuindo perdas de nutrientes, dinamizando sua reciclagem e potencializando benefícios. Para se ter uma ideia desta evolução, 2,6% dos agricultores brasileiros adotavam o plantio direto em 1990; hoje mais de 50% o fazem (Economist, 2010).

Mais recentemente, a agricultura brasileira tem concentrado esforços em ações, tais como: a recuperação de pastagens degradadas; a ampliação do sistema de plantio direto; o uso de fixação biológica de nitrogênio; e o aumento da área de florestas plantadas (BRASIL, 2014a). Atenção especial tem sido dada ao estímulo à Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, onde as terras são usadas de forma concomitante ou sucessivamente, para agricultura, pecuária e cultivos florestais em diferentes arranjos produtivos, com benefícios para os diferentes componentes do sistema (BRASIL, 2014a).

Em 2010, com a assinatura do Decreto Nº 7.390/2010, o Brasil deu um importante passo. Esse documento regulamenta a Política Nacional de Mudança do Clima e indica uma meta de corte de emissões entre 36,1% e 38,9%, até o ano de 2020. Este Decreto detalha o caminho a trilhar para atingir metas de redução de emissões de GEE para 2020. Dentre as ações previstas destacam-se as relativas à agropecuária e mudança no uso da terra, que juntas representam 90% da redução das emissões nacionais e que incluem: (I) recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas; (II) ampliação do sistema de integração lavoura-pecuária-floresta em 4 milhões de hectares; (III) expansão da prática de plantio direto em 8 milhões de hectares; (IV) expansão da fixação biológica de nitrogênio em 5,5 milhões de hectares de áreas de cultivo, em substituição ao uso de fertilizantes nitrogenados; (V) expansão do plantio de florestas em 3 milhões de hectares e; (VI) ampliação do

uso de tecnologias para tratamento de 4,4 milhões de m³ de dejetos animais (PNMC, 2008).

Segundo o Governo Brasileiro, as quatro primeiras medidas objetivam reduzir de 133 a 166 Mt CO₂ eq., sendo que a maior parte destas reduções é relativa a recuperação de pastagens degradadas (83 a 104 Mt CO₂ eq.) (BRASIL, 2010). Com isso, após passar anos aumentando a produção e a área plantada, a agricultura brasileira está se voltando para formas de incremento da intensidade de uso da terra, de forma a produzir mais alimentos sem, com isso, degradar seus recursos ambientais (BRASIL, 2014b). Tal objetivo nada mais é do que uma resposta ao sugerido por Myers et al. (2000), segundo os quais é de interesse comum que agricultura e mundo natural desenvolvam uma relação de cooperação.

Cabe às novas gerações a tarefa de construir conhecimentos multidisciplinares e visões holísticas sobre a gestão das cadeias produtivas a fim de reduzir seus impactos sobre o ambiente, buscar formas mais adequadas de utilização dos recursos disponíveis e garantir a perenidade da produção e do fornecimento de alimentos para a população. Assim, o desafio atual mais importante é a consolidação de uma produção primária que se proponha a produzir benefícios materiais e econômicos sem exaurir os recursos naturais, sem afetar o clima e sem colocar em risco a saúde pública, e que, além disso, oportunize melhorias destes diferentes aspectos de nosso cotidiano.

3 Metodologia

O estudo foi realizado por meio de análises de ciclo de vida (ACV) dos sistemas de produção característicos das principais regiões produtoras de gado de corte do Brasil, com foco nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

A ACV foi descrita conforme as definições das normas ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006), numa abordagem *cradle to gate* (do berço à porteira), considerando, prioritariamente, os aspectos ambientais. A unidade funcional é a produção de 1 kg de peso vivo. Foram tomados como referência dados secundários, a fim de determinar os parâmetros e categorias de impacto mais relevantes para cada um dos sistemas estudados e o grau de influência dos diferentes processos sobre as referidas categorias de impacto.

3.1 Análise de ciclo de vida

Devido a sua aptidão em criar uma visão geral dos diferentes processos e ecossistemas envolvidos, a metodologia utilizada foi a ACV.

Para facilitar a aplicação da técnica foi utilizado o programa SimaPro® versão Developer 8.4.0.0 que inclui diversas bases de dados, com destaque para as bases Ecoinvent® e Global Warming®. A escolha se deve à sua alta compatibilidade com um grande número de bases de dados e ao grande número de pesquisas que o tem utilizado, conferindo uma maior confiabilidade aos dados obtidos, e ao fato do *software* permitir a montagem de bases de dados específicas para cada estudo de ACV realizado.

Sua implementação é dividida em quatro fases, segundo padronização da *International Standardization Organization* (ISO): (a) definição do objetivo e do âmbito (escopo) do estudo, (b) inventário dos processos envolvidos, com enumeração das entradas e saídas do sistema; (c) determinação dos impactos ambientais associados; e (d) interpretação dos resultados.

3.2 Sistemas estudados

No que se refere à determinação dos sistemas de produção bovina característicos de cada bioma (também denominados linhas de base), foram consideradas as principais modalidades produtivas regionais, a fim de se obter, por ponderação em função de sua representatividade, valores médios a serem atribuídos a cada bioma.

A análise foi dividida em duas partes, sendo que, na primeira os sistemas analisados foram os de ciclo completo e na segunda, foi verificada a importância da etapa de cria nos impactos dos sistemas produtivos nos diferentes biomas.

Referências

- Barnes, A. 2016. Can't get there from here: attainable distance, sustainable intensification and full-scale technical potential. *Regional Environmental Change*, 16(8): 2269-2278.
- Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T., 2011. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. *Journal of Cleaner Production*, 19(13): 1494-1505.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agricultural Systems*, 103(6): 371-379.
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2011. Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology*, 166– 167: 663– 677.
- BRASIL. 2014a. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Setores da economia: Agronegócio. Portal Brasil. In: <<http://www.brasil.gov.br/sobre/economia/setores-da-economia/agronegocio>> (access in: 04 sep. 2014).
- BRASIL. 2014b. Ministério do Meio Ambiente. Conservação e Uso Sustentável. In: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado/conservacao-e-uso-sustentavel>> (access in: 02 sep. 2014).
- BRASIL. 2010. Ministério do Meio Ambiente. Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima. 2v. 240p.
- Byrne, K.A., Kiely, G., Leahy, P. 2005. CO₂ fluxes in adjacent new and permanent temperate grasslands. *Agricultural and Forest Meteorology*, 135(1-4): 82-92.
- Capper, J.L., Cady, R.A., Bauman, D.E., 2009a. Increased Production Reduces the Dairy Industry's Environmental Impact. *Proceedings of the 18th Annual Tri-State Dairy Nutrition Conference*: 71-82.
- Capper, J.L., Cady, R.A., Bauman, D.E., 2009b. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007, *Journal of Animal Science*, United States, pp. 2160-7.
- Casey, J.W., Holden, N.M., 2006. Quantification of GHG emissions from sucker-beef production in Ireland. *Agricultural Systems*, 90(1–3): 79-98.
- Cederberg, C., Meyer, D., Flysjö, A., 2009. Life Cycle Inventory of Greenhouse Gas Emissions and Use of Land and Energy in Brazilian Beef Production. SIK-rapport. SIK - Institutet för livsmedel och bioteknik.
- Cardoso, A.D.S. 2012. Avaliação das emissões de gases de efeito estufa em diferentes cenários de intensificação de uso das pastagens no Brasil Central.

Dissertação da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-graduação em Ciência do Solo. 85 p.

Commoner, B. 1991. Rapid population growth and environmental stress. *International Journal of Health Services*, 21 (2), 199–227.

Conant R.T., Paustian K., Elliott E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland effects on soil carbon. *Ecol. Applic.* 11 (2), 343–355.

Conceição, P.C., Amado, T.J.C., Mielniczuk, J., Spagnolo, E. 2005. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29: 777-788.

Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H., 2015a. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *J. Clean. Prod.* 96, 426-434.

Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H., 2015b. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil - Evaluation using farm-based life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 87, 58-67.

Economist. 2010. Brazilian agriculture: The miracle of the Cerrado: Brazil has revolutionised its own farms. Can it do the same for others? In: <<http://www.economist.com/node/16886442>> (access in: 03 sep. 2017).

Ehrlich, P., Ehrlich, A. 1991. *The Population Explosion*. Simon and Schuster, New York.

FAO, 2009. Comment nourrir le monde en 2050. Rome, FAO. In: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/Issues_papers/Issues_papers_FR/Comment_nourrir_le_monde_en_2050.pdf> (access in: 24 nov. 2017).

Flysjo, A., Cederberg, C., Henriksson, M., Ledgard, S., 2012. The interaction between milk and beef production and emissions from land use change e critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *J. Clean. Prod.* 28, 134-142.

Gadanakis, Y., Bennett, R., Park, J., Areal, F.J., 2015. Evaluating the Sustainable Intensification of arable farms. *Journal of Environmental Management*, 150: 288-298.

Garnett, T., 2009. Livestock-related greenhouse gas emissions: impacts and options for policy makers. *Environ. Sci. Policy*, 12: 491–503.

Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P.K., Toulmin, C., Vermeulen, S.J., Godfray, H.C.J., 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Sci.* 341: 33-34.

Gawor, L. 2008. Globalization and its Alternatives: antiglobalism, alterglobalism and the idea of sustainable development. *Sustainable Development*, 16: 126-134.

- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008: a life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. In: VROMeRuimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Goedkoop, M., Schryver, A.D., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Pré Consultants.
- Huerta, A.R., Güereca, L.P., Lozano, M.S.R. 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 109: 44–53.
- IBGE, 2018a. Brasil em síntese. In: <https://brasilemsintese.ibge.gov.br/agropecuaria.html>. (access in 22 jul. 2018).
- IBGE, 2018b. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Divulgação de dados preliminares Censo Agropecuário, Florestal e Aquícola 2017. In: https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/estabelecimentos.html (access in 28 jul.2018).
- IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Emissions from Livestock and Manure Management, 89p.
- IPCC, 2006b. 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, 54p.
- ISO14040, 2006. 14040 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. London: International Organization for Standardization.
- ISO14044, 2006. 14044: Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. International Organization for Standardization.
- Jaksic, V., Kiely, G., Albertson, J., Oren, R., Katul, G., Leahy, P., & Byrne, K. A. 2006. Net ecosystem exchange of grassland in contrasting wet and dry years. *Agricultural and Forest Meteorology*, 139(3-4): 323-334.
- Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Sci.* 304: 1623-1627.
- Lal, R. 2013. Shifting Cultivation Versus Sustainable Intensification. Science Direct. (Elsevier B.V.).
- Lima, C.B., Cooney, M., Cleary, D. 2010. An overview of the Brazil-China soybean trade and its strategic implications for conservation. The Nature Conservancy, Washington, DC, USA.
- Lobato, J.F.P., Freitas, A.K., Divicenzi, T., Cardoso, L.L., Tarouco, J.U., Viera, R.M., Dillemburg, D.R., Castro, I., 2014. Brazilian beef produced on pastures: Sustainable and healthy. *Meat Science*, 98: 336–345.

- Maia, S.M., Ogle, S.M., Cerri, C.E., Cerri, C.C. 2009. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. *Geoderma*, 149(1-2): 84-91.
- McAlpine, C.A., Etter, A., Fearnside, P.M., Seabrook, L., Laurance, W. F., 2009. Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change*, 19(1): 21-33.
- McNeely, J.A., Scherr, S.J., 2009. *Ecoagricultura: alimentação do mundo e biodiversidade*. São Paulo: Editora Senac.
- Mebratu, D. 1998. Sustainability and sustainable development: historical and conceptual review. *Environment Impact Assessment Review*. New York, 18: 493-520.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 43(24): 853-858.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E. and Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, 18(8): 756-766.
- Ogino, A., Kaku, K., Osada, T., Shimada, K., 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science*, 82(7): 2115-2122.
- Pelletier N., Pirog R., Rasmussen R., 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agricultural Systems*, 103(6), 380-389.
- Petersen, B., Snapp, S. 2015. What is sustainable intensification? Views from experts. *Land Use Policy*, 46: 1-10.
- PNMC. 2008. Plano Nacional sobre Mudanças do Clima. Decreto nº 6.263, de 21 de novembro de 2007. Governo Federal. Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima. Brasil.
- Rangnekar, D. 2004. The socio-economics of geographical indications. A review of empirical evidence from Europe. Issue Paper nº8. Genève ICTSD/UNCTAD. 53p.
- Robèrt, K.H., 2000. Tools and concepts for sustainable development, how do they relate to a general framework for sustainable development, and to each other? *J. Clean. Prod.* 8, 243-254.
- Robinson, J. 2004. Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. *Ecological Economics*, 48: 369-384.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., 2007. Chapter 8. Agriculture. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.). 2007. *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to*

the Fourth Assessment Report of the IPCC. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Soussana, J.F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Manage.* 20: 219–230.

Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, B., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration of grasslands. *Animal* 4 (3), 334–350.

Taube, F., Gierus, M., Hermann, A., Loges, R., Schönbach, P., 2014. Grassland and globalization - challenges for north-west European grass and forage research. *Grass & Forage Science*, 69(1): 2-17.

Tornquist, C. G., Bayer, C. 2009. Serviços ambientais: oportunidades para a conservação dos Campos Sulinos. *Campos Sulinos*, 122p.

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

Weiss, F., Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: a life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 149(0), 124-134.

Capítulo 1

“Comece fazendo o necessário, depois o possível e, de repente, você estará fazendo o impossível.”

São Francisco de Assis

Mitigação de impactos ambientais e produção de carne de alta qualidade: o “Novo Milagre Brasileiro”¹

Resumo: Após a expansão da produção agropecuária brasileira dos anos 1980, o agronegócio nacional tornou-se muito mais sensível às pressões internacionais. Neste contexto, o presente trabalho propõe uma análise dos efeitos do aumento da demanda externa e da intervenção de políticas públicas e de arranjos comerciais entre diferentes elos da cadeia produtiva sobre a qualidade da carne brasileira e seus impactos ambientais, entre os anos de 1994 e 2018. Foram estudados: o uso da terra e as emissões de gases de efeito estufa (GEE) da produção de carne bovina brasileira, através do método de análise de ciclo de vida e; parâmetros relacionados à qualidade da carne, de forma descritiva. O incremento da produção e das exportações entre 1994 e 2018 resultou de diferentes iniciativas que permitiram aumentos do rebanho bovino e de sua produtividade em três fases: (1) a expansão produtiva, onde o incremento produtivo combinado com o consumo doméstico estável gerou excedentes exportáveis; (2) a transição sustentável, que combinou melhorias produtivo-ambientais com incrementos da sanidade animal e da qualidade dos produtos, com direcionamento de políticas públicas e demais ações de estímulo à produção sustentável; (3) o desafio da consolidação, em meio à globalização, dificuldades políticas internas e demandas produtivas e ambientais do século XXI. O incremento de produtividade, ao promover uma redução de em torno de 19,3% da área de pastagens, permitiu a preservação de cerca de 75 milhões de hectares de áreas nativas que seriam convertidas, se fosse mantida a lotação animal de 1994, evitando a emissão para a atmosfera de 2,3 Gt CO₂ eq. e protegendo, de forma indireta, áreas mais sensíveis. Esta mudança de uso da terra resultou na redução das emissões de GEE da carne bovina brasileira de 49,6 para 25,6 kg CO₂ eq. / kg de equivalente carcaça (CWE). Em relação à qualidade da carne, o abate de animais jovens e a ocorrência de carcaças com adequado acabamento de gordura aumentaram, respectivamente, 16,8% e 40,8%, enquanto que a ocorrência de carcaças mal conformadas e de animais magros foi 20 vezes menor. Surge desta situação o “Novo Milagre Brasileiro”, resultante de políticas de inclusão social, produtiva e ambiental e de acordos voluntários, que conferiram ao País a condição de líder mundial na produção de alimentos e na mitigação das mudanças climáticas, do qual participam produtores, indústrias e consumidores numa perspectiva de intensificação sustentável. Uma convergência de esforços entre destes diferentes interlocutores em prol da produção nacional torna-se particularmente importante no panorama de 2050, quando o Brasil, com sua abundância de recursos naturais, poderá participar de forma preponderante do desafio global de aumento da produção de alimentos.

Palavras chave: Amazônia; aquecimento global; Cerrado; pegada de carbono; pecuária em pastagem; produção verde.

¹ Artigo a ser submetido no formato de comunicação curta – periódico a definir.

Mitigation of environmental impacts and high-quality meat production: the “New Brazilian Miracle”

Abstract: After the expansion of Brazilian agricultural production in the 1980s, national agribusiness became much more sensitive to international pressures. The present work proposes an analysis of the increase in external demand effects and the intervention of public policies and commercial arrangements between different links of the production chain on Brazilian meat quality and its environmental impacts between 1994 and 2018. Land use and greenhouse gas (GHG) emissions from Brazilian beef production through the life cycle analysis and, parameters related to meat quality, was studied in a descriptive way. Increases in production and exports between 1994 and 2018 resulted from different initiatives. Cattle herd growth and productivity improvements occurred in three phases: (1) productive expansion, where the productive increase combined with stable domestic consumption generated exportable surpluses; (2) sustainable transition, which combined productive-environmental improvements with increases in animal health and meat quality, with a focus on public policies and actions to stimulate sustainable production; (3) challenge of consolidation, amid globalization, internal political difficulties and productive and environmental demands of the 21st century. The increase in productivity, by promoting a reduction of around 19,3% of the pasture area, allowed the preservation of about 75 million hectares of native areas that would be converted if the 1994 stocking rate was maintained. The emission of 2.3 Gt CO₂ eq. to the atmosphere was avoided, with the indirect protection of more sensitive areas. This land use change resulted in the reduction of GHG emissions from Brazilian beef from 49.6 to 25.6 kg CO₂ eq. / kg carcasse equivalent (CWE). In terms of meat quality, the slaughter of young animals and the occurrence of carcasses with adequate fat finishing increased, respectively, 16.8% and 40.8%, while the occurrence of poorly shaped and lean animals was 20 times smaller. The “New Brazilian Miracle”, resulting from social, productive and environmental inclusion policies and voluntary agreements, has given the country the status of a world leader in food production and climate change mitigation. Producers, industries and consumers were part of this evolution, in a sustainable intensification of perspective. A conjunction of the efforts of these different interlocutors in favor of national production becomes particularly important in the 2050 scenario, when Brazil, with its abundance of natural resources, will be able to participate in a preponderant way in the global challenge of increasing food production. A convergence of efforts among these different interlocutors in favor of national production becomes particularly important in the 2050 scenario, when Brazil, with its abundance of natural resources, will be able to participate in a preponderant way in the global challenge of increasing food production.

Keywords: carbon footprint; Brazilian Amazon; Brazilian Cerrado; forage-livestock system; green production; global warming.

1 Introdução

O agronegócio envolve direta ou indiretamente grande parte da população brasileira, constituindo parcela importante da economia, com uma participação no produto interno bruto nacional de 21,6 %, no ano de 2017, do qual a pecuária representou cerca de 443 bilhões de reais (CEPEA, 2018). Parte substancial desta produção deve-se à expansão produtiva que ocorreu nas últimas décadas nas regiões Norte e Centro-Oeste, configurando o chamado Milagre Brasileiro. Com isso, o País importador de alimentos dos anos 80 transformou-se em menos de três décadas, no terceiro maior exportador mundial de produtos agropecuários, após a União Europeia e os Estados Unidos (Ribeiro e Silva, 2018).

Tais conquistas, obtidas no contexto da tecnologia disponível, geraram modificações do ambiente, seguidamente atribuídas à produção de gado devido ao pioneirismo histórico da atividade em áreas de fronteira agrícola (Dias Filho, 2014), que resultaram em incrementos da produção vegetal de até dez vezes. Em contrapartida, estas alterações geraram perdas de biodiversidade, flutuações da matéria orgânica do solo e, em alguns casos, desequilíbrios ambientais associados ao desmatamento e à condução inadequada dos sistemas produtivos. Em resposta a esta situação, foram desenvolvidos diversos programas, políticas socioambientais e intervenções sobre as cadeias de suprimento. Estas diferentes ações culminaram em 2009, com a proposição pelo governo brasileiro, na Conferência do Clima de Copenhague, de compromissos voluntários que compõem a Política Nacional de Mitigação das Mudanças Climáticas (PNMC) e incluem reduções até 2020 de 80% e 40% do desmatamento na Amazônia e no Cerrado, respectivamente, consolidando o protagonismo brasileiro na agenda ambiental global.

Estas intervenções ocorreram, no entanto, num ambiente de comércio globalizado, multipolar e cada vez mais complexo, onde: (1) por um lado, o acesso aos mercados europeus depende de certificações voluntárias e demais formas de reconhecimento de boas práticas produtivas; (2) por outro, o grau de participação em mercados emergentes - em crescente expansão, devido à ascensão à classe média de parcelas menos favorecidas da população de diversos países em desenvolvimento

- como China e Rússia, se define pela oferta de preços competitivos e de perspectivas de fornecimento regular dos produtos, independente do sistema de produção e de suas pegadas ambientais.

Este contexto tem alterado substancialmente a importância relativa dos produtos que compõem o mercado de *commodities*, bem como, de seus interlocutores. Ao analisar aspectos do aumento da produção e exportação agropecuária brasileira, diferentes trabalhos (Dias Filho, 2014; Nepstad et al., 2014) têm apontado preocupações fundamentais com o ambiente e com a qualidade dos produtos, à medida que aumenta a demanda por produtos de baixo custo.

Assim, o presente estudo propõe uma análise crítica dos efeitos de políticas públicas e diferentes intervenções na cadeia de suprimentos sobre a produção e a comercialização da carne brasileira, com ênfase para os principais norteadores da produção primária moderna: seus impactos ambientais e a qualidade dos produtos. De natureza descritiva, o mesmo combina pesquisa bibliográfica e documental realizada a partir de publicações em periódicos com corpo editorial, bases de dados e informações oficiais relativas ao período de 1994 a 2018.

2 Materiais e Métodos

Para a estimativa da evolução da ocupação do território e da destinação dos produtos agrícolas, foi avaliada, inicialmente, a variação das áreas de pastagens, matos, lavouras e florestas, entre 1994 e 2018. Para isso, tomou-se por base dados disponíveis nos censos agropecuários (IBGE, 2018) e em monitoramentos da produção agrícola municipal (PAM - IBGE, 2017a), ajustados para o período em questão, segundo procedimento proposto por Gasques (2014). A seguir, produção, consumo e exportação de carne foram determinadas a partir de registros da produção pecuária municipal (PPM - IBGE, 2017b), e de dados da Secretaria de Comércio Exterior do Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (SECEX - MDIC) (BRASIL, 2018) e do Departamento de Agricultura dos Estados Unidos (USDA, 2018).

O uso da terra e as emissões de GEE da produção de carne bovina brasileira, frente aos incrementos de produtividade observados, foram avaliados através do método de análise de ciclo de vida (ACV), descrito conforme as normas ISO14040 (2006) e 14044 (2006). Os dados foram estruturados através do software SimaPro®

versão 8.4.0.0 (Goedkoop et al., 2010), de acordo com o IPCC (2006). Foram utilizados parâmetros relativos aos animais, áreas de terras, insumos externos e demais recursos naturais e tecnológicos (Dick et al, 2015a), adotados nos inventários brasileiros de emissões de GEE (BRASIL, 2010) e expressos em kg de equivalente carcaça (CWE).

Para a avaliação da evolução da qualidade da carne, foram analisados dados de abate de dois períodos (2001 a 2003 e 2011 a 2013), incluindo: idade, acabamento e conformação.

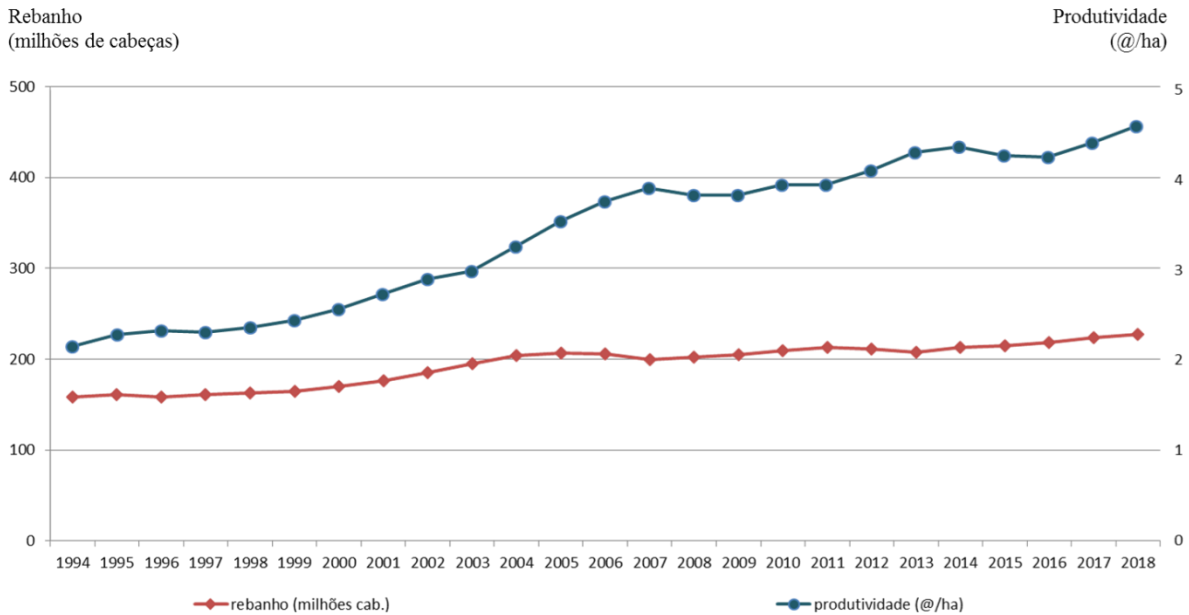
3 Resultados e Discussão

O incremento da produção e das exportações de carne brasileira é o resultado de diferentes iniciativas políticas, financeiras e tecnológicas que permitiram importantes aumentos do rebanho bovino e de sua produtividade em três fases:

3.1 Expansão produtiva (1994 a 2004)

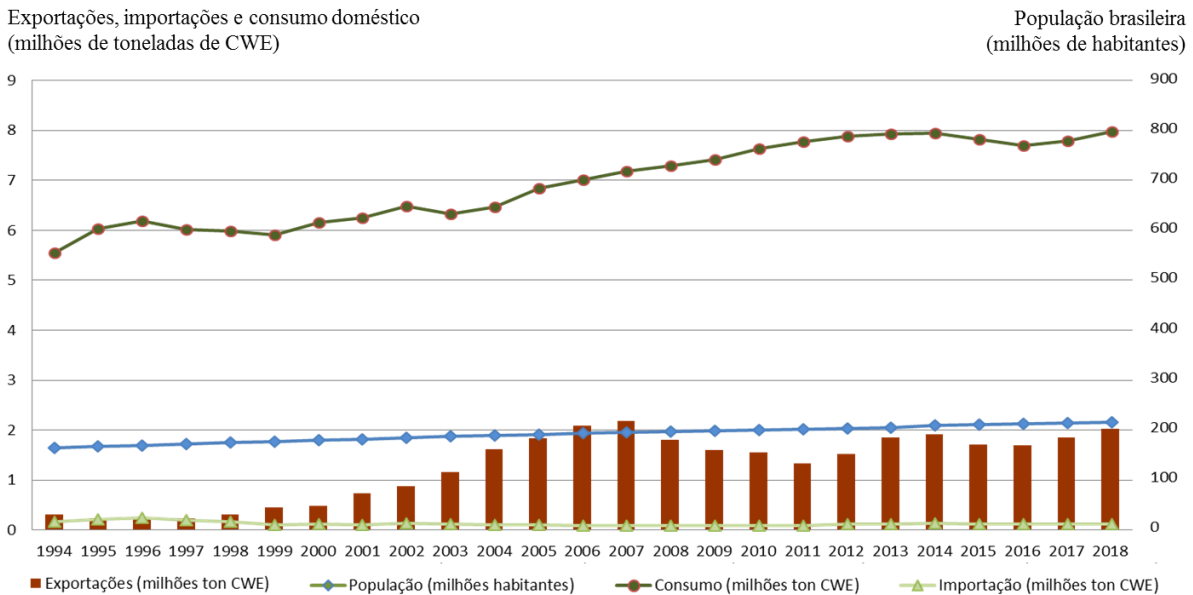
Após o aumento da produção verificado na década de 1980, com base no aumento da área de pastagens, de meados dos anos 1990 a 2004, a expansão da produção agropecuária tornou-se muito mais sensível às pressões internacionais. Avanços tecnológicos e adequações da legislação sanitária animal (BRASIL, 2009), que acompanharam o aumento da demanda por *commodities*, favoreceram o desenvolvimento, em grande escala, da produção de gado de corte e de culturas mecanizadas, com ênfase para a lavoura de soja (Nepstad et al., 2006). Fruto da intensificação da produção pecuária, estimulada por políticas governamentais de apoio à produção e pelo aumento dos preços, entre 1997 e 2004, o incremento do rebanho bovino foi de 26,7%, enquanto que a produtividade (@/ha) cresceu 40,9% (Figura 1) e a lotação (cabeças/ha) aumentou 35,4%. Isso resultou em uma diminuição da área total de pastagens e no incremento da área de matas nativas dos estabelecimentos durante toda esta fase (Figura 2), apesar da aceleração do desmatamento na Amazônia Legal, observada nos seus últimos anos (INPE, 2018). O incremento de 31,8% da produção de carne bovina, combinado com um baixo acréscimo do consumo doméstico (7,4%, frente ao aumento de 10,2% da população),

gerou excedentes exportáveis sem precedentes, com 1.610 milhões de toneladas equivalente-carcaça (CWE) exportadas em 2004 (Figura 3).



Fontes: PPM, SIDRA – IBGE, Secex – MDIC, USDA.

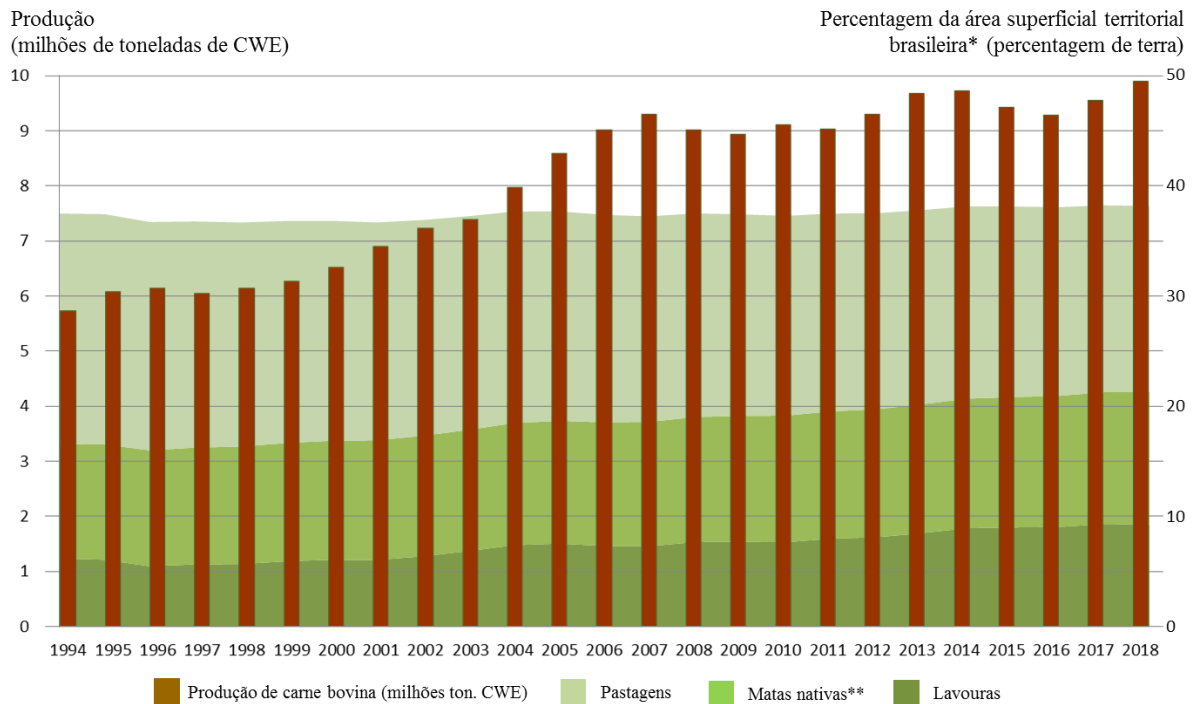
Figura 1: Produtividade e número de animais do rebanho bovino brasileiro.



Fontes: IBGE, USDA, Secex - MDIC.

Figura 2: Produção de carne bovina e percentagem da área superficial territorial brasileira por tipo de utilização (pastagens, matas nativas dos estabelecimentos agropecuários e lavouras).

Simultaneamente, em 2003 surgiram as primeiras iniciativas de bonificação de animais abatidos por qualidade (Tonus, 2003) e de incentivo, por iniciativa da indústria frigorífica, ao melhoramento para esta característica.



Fontes: PAM, PPM, SIDRA – IBGE, Secex – MDIC e USDA.

CWE = peso equivalente de carcaça

* Área da superfície territorial brasileira de 851.487.659 ha.

** Área de matas nativas em estabelecimentos agropecuários

Figura 3: Exportações, importações e consumo doméstico de carne bovina, e população brasileira.

Em termos ambientais, o Código Florestal Brasileiro (CFB), ao estabelecer uma área de reserva florestal obrigatória em cada propriedade, consistiu na maior restrição à ocupação desordenada das terras. A inexistência de um banco de dados cadastrais das propriedades e ações isoladas como o aumento, em 1996, da área de reserva legal das propriedades da Amazônia de 50 para 80%, diminuíram sua efetividade e credibilidade (Stickler et al., 2013). Foram criadas novas áreas protegidas e reservas indígenas, porém num ritmo lento e longe de fronteiras agrícolas ativas (Soares-Filho et al., 2010).

3.2 Transição sustentável (2005 a 2014)

Entre 2005 e 2006, a diminuição da rentabilidade das principais *commodities* levou à uma diminuição de 2 milhões de hectares da área ocupada por lavouras (Nepstad et al., 2009; Macedo et al., 2012) e à uma interrupção do crescimento do rebanho bovino sem, no entanto, afetar a aceleração da produção de carne bovina observada em 2004. As exportações se mantiveram em plena expansão, apesar do

incremento do consumo doméstico que em 2005, superou em quase quatro vezes o aumento da população, devido ao aumento de renda que ocorreu após a implementação em 2003, dos programas Fome Zero e Bolsa Família, e do Sistema Único de Assistência Social (Freitas, 2007).

Várias ações contribuíram para o maior ordenamento ambiental e da sanidade animal. Em 2004, o Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real e o Plano de Controle do Desmatamento na Amazônia Legal aumentaram a capacidade de aplicação do CFB e facilitaram a integração de diferentes instâncias jurídicas e policiais sob a coordenação direta do Gabinete da Presidência da República. Em decorrência disso, foram dinamizados os processos de criação de áreas de proteção e de reservas indígenas, incluindo importantes áreas de fronteira agrícola (Campos & Nepstad, 2006; Schwartzman et al., 2010). A Moratória da Soja, compromisso entre a indústria e a sociedade civil impediu o comércio de soja oriunda de áreas desmatadas após 26 de julho de 2006 (Rudorff et al., 2011) e lançou as bases para a posterior implantação do Acordo do Gado. Ainda em 2006, a regulamentação do Sistema Unificado de Sanidade Agropecuária tornou efetiva a defesa sanitária, aumentando a segurança quanto à qualidade dos produtos (BRASIL, 2009).

Em 2007 a rentabilidade das produções de carne e grãos iniciou um novo ciclo de crescimento, apesar da crise econômica global que culminou em meados de 2008. Programas de crédito rural foram integrados à questão ambiental numa abordagem territorial, tendo os municípios como unidade de intervenção ao invés das propriedades rurais. O controle social da regularidade da produção foi incorporado através de programas como o de Municípios Críticos do Desmatamento (BRASIL, 2014), em função do qual foi suspenso o acesso ao crédito agrícola de estabelecimentos localizados nos 36 municípios com maiores taxas de desmatamento. A fim de facilitar a regularização e o restabelecimento do crédito das propriedades com pendências ambientais foram propostas ações como os Municípios Verdes, baseadas na visão “mais ambiente, mais crédito e mais produção”. O Programa Nacional de Erradicação da Febre Aftosa foi atualizado juntamente com outras regulamentações da sanidade animal entre 2007 e 2009 (BRASIL, 2009).

Também ocorreu nesta fase a criação: (1) do Plano ABC (Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura), em 2010, composto de sete programas (BRASIL, 2012) e uma linha de crédito, com grande dotação orçamentária,

e taxas, carências e prazos de pagamento diferenciados; este conjunto articulado de ações visou o estímulo à adoção de práticas de produção sustentável, como instrumento de viabilização da PNMC; (2) do Plano de Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado, também em 2010 (MMA, 2011); (3) do Fundo da Amazônia, iniciado a partir da disponibilização em 2008 de US\$ 1 bilhão pela Noruega; e (4) de programas estaduais de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal (Nepstad et al., 2009; 2013).

O Cadastro Ambiental Rural, iniciado em 2009 como pré-requisito para o acesso ao crédito da totalidade das propriedades do País, aumentou a capacidade de aplicação do CFB. Em 2012, foi aprovado o Novo CFB que introduziu novos incentivos para a adequação ambiental. Também, foi estabelecido o Acordo do Gado, no qual as indústrias mais importantes do setor excluíram de sua carteira de clientes, produtores cujas áreas foram desmatadas após outubro de 2009. Por fim, diferentes iniciativas de certificação foram propostas com um grande potencial de desenvolvimento.

Como resultado de diferentes ações de melhoria da qualidade da carne produzida, entre 2011 e 2013, o abate de animais jovens e a ocorrência de carcaças com adequado acabamento de gordura aumentaram 16,8% e 40,8%, enquanto que a ocorrência de carcaças mal conformadas e de animais magros foi 20 vezes menor, em relação ao observado entre 2001 e 2003 (Figura 4).

3.3 Desafio da consolidação (2015 a 2018)

A partir de 2015, disputas políticas internas somadas a efeitos de longo prazo da crise de 2008 acabaram por interferir na trajetória de desenvolvimento de diferentes cadeias produtivas. Drástica redução da destinação de verbas governamentais para programas de cunho socioambiental e rediscussão de diferentes marcos regulatórios (Maia, 2016; Rocha & Santos, 2018), com vistas à sua flexibilização, passaram a colocar em risco os avanços referidos anteriormente. Como resultado, observou-se em 2015 e 2016 recuos da produtividade dos rebanhos, produção de carne, consumo interno e exportações, com previsão de retorno aos valores observados em 2014, a partir de 2018.

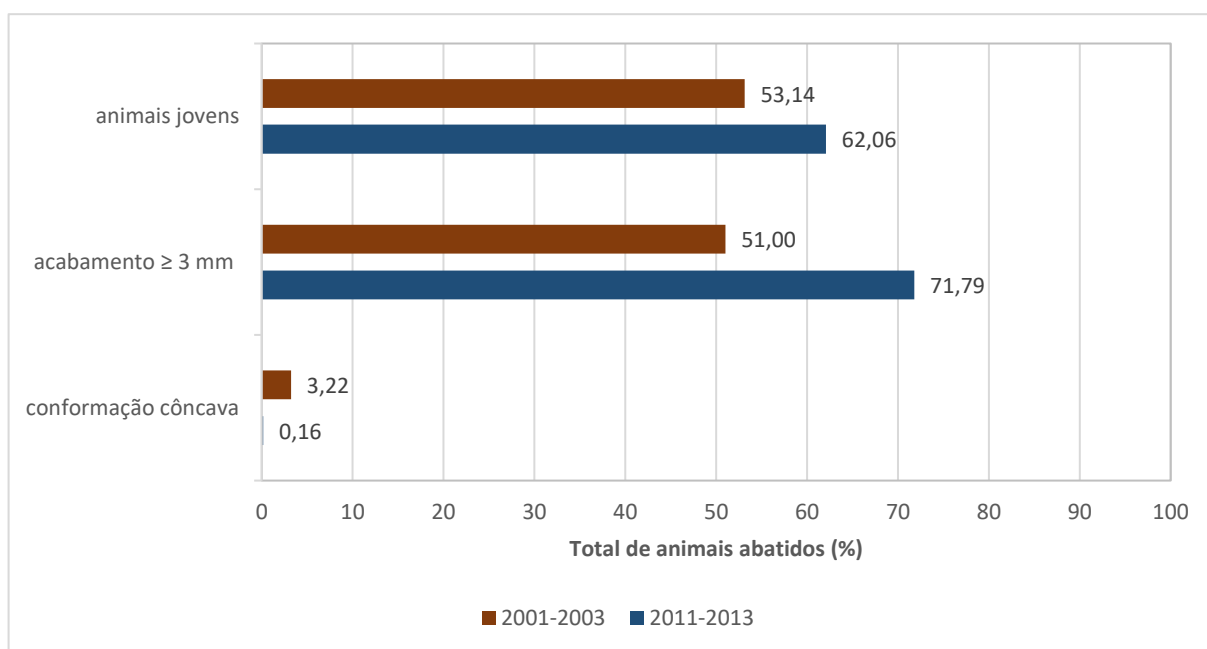


Figura 4: Percentagem de animais jovens, de carcaças com acabamento de gordura com 3 mm ou mais e com conformação côncava em relação ao total de animais abatidos nos períodos de 2001 a 2003 e de 2011 a 2013 (864.587 abates de animais oriundos de 118 municípios do Estado do Rio Grande do Sul - Brasil, com predominância da área de abrangência do Bioma Pampa).

Paralelamente foram registrados incrementos das taxas de desmatamento (Figura 5 - INPE 2018) na Amazônia Legal. Tais oscilações, que incluíram um aumento de 57,5% na taxa média de desmatamento anual entre 2014 e 2016, aponta para a fragilidade da preservação ambiental frente a questões políticas e econômicas.

Desta constatação, emerge a necessidade de fortalecimento dos dispositivos legais e institucionais de forma a propiciar a continuidade do processo de consolidação produtiva-ambiental da produção agropecuária brasileira.

3.4 Itinerário produtivo e perspectivas

A descrição da evolução da produção de carne bovina evidencia uma situação paradoxal: após duas décadas de expansão produtiva baseada no avanço da produção agrícola sobre áreas de floresta, o modelo produtivo iniciado em meados dos anos 2000 conferiu ao País a condição de líder mundial na produção primária e na mitigação das mudanças climáticas (Nepstad et al., 2014). O aumento da produção através do incremento do rendimento em detrimento do aumento da área, que constitui o maior consenso da produção primária atual, promoveu em 25 anos uma redução de em torno de 19,3% da área de pastagens e um incremento de 15,5% da

área de matas nativas dos estabelecimentos agropecuários, protegendo, de forma indireta, áreas mais sensíveis. Como resultado, em 2014 observou-se uma redução de mais de 65% da área desmatada anualmente na Amazônia, em relação ao que ocorreu em 1994, enquanto que a produção agropecuária, a qualidade dos produtos e o uso rentável da terra continuaram a crescer.

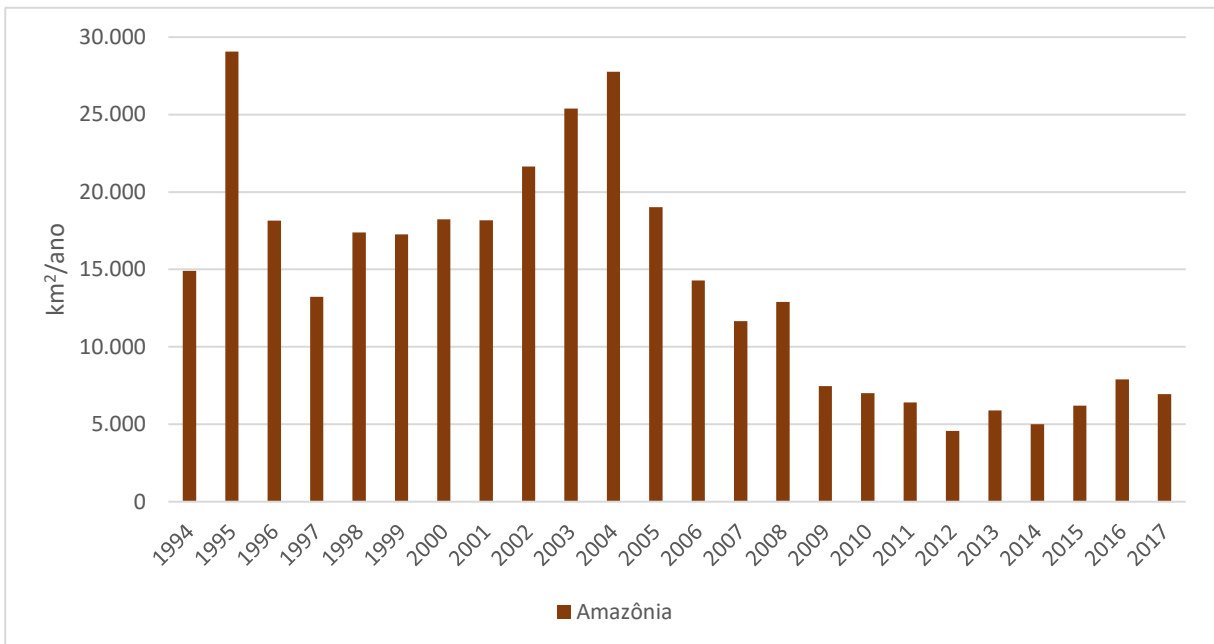


Figura 5: Área anual desmatada na Amazônia Legal entre 1994 e 2017. Fonte: INPE, 2018.

O incremento da produtividade nacional, ao promover a redução da área de pastagens, apesar do aumento do rebanho, evitou a emissão para a atmosfera de 2,3 Gt CO₂ eq., preservando mais de 75 milhões de hectares de áreas nativas que seriam convertidas se fosse mantida a lotação animal de 1994. Por outro lado, a maior adequação nutricional que resultou em um incremento da produção de carne maior que o do rebanho, fez com que a pegada de carbono da carne bovina brasileira passasse de 49,6 para 25,6 kg CO₂ eq. / kg CWE entre 1994 e 2018, com a inclusão da mudança de uso da terra que acompanhou estas evoluções. Adicionalmente, o aumento da produção e da qualidade das pastagens, associado à redução do risco de ocorrência de doenças, alimentação insuficiente ou problemas sanitários, contrariou a imagem negativa da palavra “intensificação” no que se refere ao bem-estar animal, levando a uma convergência de suas definições.

Surge desta abordagem, amparada por políticas de inclusão social, produtiva e ambiental e por intervenções da cadeia produtiva, o “Novo Milagre Brasileiro”, do qual participam produtores, indústrias e compradores numa perspectiva de intensificação

sustentável (Garnett et al., 2013). A importância relativa e a contribuição de cada fator ou componente para estas evoluções são de difícil determinação, devido à sobreposição temporal e espacial das diferentes intervenções. Apesar disso, dados os índices produtivos relativamente baixos da atividade, pode-se identificar possibilidades efetivas de melhoria produtiva e de mitigação dos impactos ambientais segundo as peculiaridades regionais, tanto por unidade de área como de produto (Dick et al., 2015a; 2015b).

Esta situação torna-se particularmente importante na perspectiva sócio produtiva de 2050, na qual é previsto um aumento de 2 bilhões de pessoas no planeta. Com uma maior concentração demográfica nas cidades, a população urbana deverá quase duplicar, o que aliado ao provável aumento da renda e à modificação da dieta, resultará num incremento relativo do consumo de carne. Diante disso, a produção de grãos deverá aumentar em cerca de 50%, ao passo que o fornecimento de carne terá que dobrar (Alexandratos & Bruinsma, 2012), o que constitui um grande desafio, uma vez que, na última década, o crescimento da produtividade mundial foi reduzido, tendo como maior restrição a disponibilidade de água, recurso natural abundante no território brasileiro. Diante disso, instabilidades internas com reflexos sobre a produtividade, a produção, o consumo interno, as exportações e o desmatamento, como os observados a partir de 2015, se situam no contra fluxo da História, gerando preocupações e expectativas controversas em diferentes regiões do mundo.

Esta constatação evidencia a necessidade de fortalecimento dos dispositivos legais e institucionais existentes e de criação de formas adicionais de promoção da consolidação produtiva-ambiental da produção agropecuária brasileira, com vistas à priorização de interesses coletivos nacionais e globais. O alcance destes objetivos oferecerá ao País grandes oportunidades e trará consigo responsabilidades, dada a abundância de seus recursos naturais que o predispõe à uma importante participação na produção mundial de alimentos, com possibilidades de diferenciação produtiva e ambiental.

4 Conclusões

Nas condições de realização do presente trabalho concluiu-se que: (1) a redução de em torno de 19,3% da área de pastagens permitiu a preservação de cerca

de 75 milhões de hectares de áreas nativas e evitou a emissão para a atmosfera de 2,3 Gt. CO₂ eq. entre 1994 e 2018; (2) as emissões de GEE da carne bovina brasileira reduziram, neste período, de 49,6 para 25,6 kg CO₂ eq. / kg CWE com a inclusão do efeito da mudança de uso da terra que acompanhou estas evoluções.

A redução da área de pastagens e o incremento das matas nativas dos estabelecimentos agropecuários, observados nos últimos 25 anos no Brasil, evidenciam a importância de políticas públicas e intervenções da cadeia de suprimentos sobre a mitigação dos impactos ambientais da produção bovina.

Destes fatos deriva uma perspectiva otimista, apesar das instabilidades políticas e econômicas ocorridas no País, nos últimos anos. Dada a vocação conservacionista da atividade e seu nível tecnológico, observa-se um maior potencial de aumento de rendimentos e redução de impactos ambientais da produção de carne em relação ao cultivo de grãos, desde que os diferentes interlocutores atuem em colaboração, com vistas à satisfação de interesses coletivos, em detrimento dos individuais. Tal contexto torna-se particularmente importante no panorama de 2050, quando o Brasil, com sua abundância de recursos naturais, poderá participar de forma preponderante do desafio global de aumento da produção de alimentos.

Referências

- Alexandratos, N., Bruinsma, J. 2012. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. ESA Working paper No. 12-03. Rome, FAO.
- BRASIL. 2018. Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços. In: <<http://www.mdic.gov.br/index.php/comercio-exterior/estatisticas-de-comercio-exterior/series-historicas>> (access in 28 aug. 2018).
- BRASIL. 2014. Ministério do Meio Ambiente. Lista de Municípios Prioritários da Amazônia. In: <<http://www.mma.gov.br/florestas/controle-e-prevencao-do-desmatamento/plano-de-acao-para-amazonia-ppcdam/lista-de-municipios-prioritarios-da-amazonia>> (access in 12 apr. 2018).
- BRASIL. 2012. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Plano setorial de mitigação e de adaptação às mudanças climáticas para a consolidação de uma economia de baixa emissão de carbono na agricultura: Plano ABC / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, Ministério do Desenvolvimento Agrário, coordenação da Casa Civil da Presidência da República. 173 p.
- BRASIL. 2010. Segunda comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre mudança do clima. 2v. 240p.
- BRASIL. 2009. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Manual de Legislação: programas nacionais de saúde animal do Brasil. Secretaria de Defesa Agropecuária. Departamento de Saúde Animal.
- Campos, M.T., Nepstad, D.C. 2006. Smallholders, The Amazon's New Conservationists. *Conservation Biology*, 20(5): 1553–1556.
- CEPEA. 2018. BR agribusiness GDP from 1996 to 2018. Center for advanced studies on applied economics. In: <https://www.cepea.esalq.usp.br/en/brazilian-agribusiness-gdp.aspx>. (access in: 25 jul. 2018)
- Dias-Filho, M.B. 2014. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Documentos Embrapa Amazônia Oriental. 36 p.
- Dick, M. Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015a. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil, *J. Clean. Prod.* 96: 426-434.
- Dick, M. Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015b. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil – evaluation using farm-based life cycle assessment. *J. Clean. Prod.* 87: 58-67.
- Freitas, R.C.M. 2007. O governo Lula e a proteção social no Brasil: perspectivas. *Rev. Katálisis*. 10(1): 65-74.
- Garnett, T. Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I.,

- Smith, P., Thornton, P.K., Toulmin, C. Vermeulen, S.J., Godfray H.C.J. 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Science*. 341(6141): 33-34.
- Gasques, J.G., Bastos, E.T., Valdes, C., Bacchi, M.R.P. 2014. Produtividade e Crescimento da Agropecuária Brasileira. XXVI Seminário Internacional de Política Econômica - A agricultura familiar face às transformações na dinâmica recente dos mercados. UFV.
- Goedkoop, M., Schryver, A.D., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Pré Consultants.
- IBGE. 2018. Censo agropecuário. In: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/21814-2017-censo-agropecuario.html?=&t=series-historicas>> (access in. 25 sep. 2018).
- IBGE. 2017a. Produção Agrícola Municipal – PAM. In: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pam/tabelas>> (access in 01 sep. 2018).
- IBGE. 2017b. Pesquisa Pecuária Municipal - PPM. In: <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm>> (access in 01 sep. 2018).
- INPE. Coordenação-Geral de Observação da Terra – OBT. 2018. In: <<http://www.obt.inpe.br/>> (access in 15 sep. 2018).
- IPCC. 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Agriculture, forestry and other land use: emissions from livestock and manure management. 4: 89p.
- ISO 14040. Environmental management: life cycle assessment – principles and framework. London: British Standards Institution. 2006.
- ISO 14044. Environmental management: life cycle assessment – requirements and guidelines. London: British Standards Institution. 2006.
- Macedo, M.N., DeFries, R.S., Morton, D.C., Stickler, C.M., Galford, G.L., Shimabukuro, Y.E., 2012. Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *PNAS*, 109(4): 1341–1346.
- Maia, L. 2016. A PEC 55 e o neoliberalismo discricionário no Brasil. *Revista Despierta*. 3(3): 52-76.
- MMA. 2011. Ministério do Meio Ambiente. Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: cerrado. 200 p.
- Nepstad, D.C., McGrath, D.G., Stickler C.M., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Motta, R.S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M.C., Horn, M.M., Carvalho, O., Hess, L. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*. 344: 1118-1123.

- Nepstad D.C., Boyd W, Stickler C.M., Bezerra T., Azevedo A.A. 2013. Responding to climate change and the global land crisis: REDDp, market transformation and low-emissions rural development. *Phil Trans R Soc B*. 368: 20120167.
- Nepstad, D.C., Soares-Filho, B., Merry, F., Lima, A., Moutinho, P., Carter, J., Bowman, M., Cattaneo, A., Rodrigues, H., Schwartzman, S., McGrath, D.G., Stickler, C.M., Lubowski, L., Piris-Cabezas, P., Rivero, S., Alencar, A., Almeida, O., Stella O. 2009. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, 326: 1350–1351.
- Nepstad, D.C., Stickler, C.M., Almeida, O.T. 2006. Globalization of the Amazon Soy and Beef Industries: Opportunities for Conservation. *Conservation Biology*, 20(6): 1595–1603.
- Ribeiro e Silva, O. 2018. Brasil no Comércio Mundial Agropecuário. In: <<http://www.brasil.gov.br/noticias/artigos/brasil-no-comercio-mundial-agropecuario>> (access in: 20 aug. 2018).
- Rudorff, B.F.T., Adami, M., Aguiar, D.A., Moreira, M.A., Mello, M.P. Fabiani, L., Amaral, D.F., Pires, B.M. 2011. The Soy Moratorium in the Amazon Biome Monitored by Remote Sensing Images. *Remote Sens*, 3: 185-202.
- Stickler, C.M., Nepstad, D.C., Azevedo, A.A., McGrath, D.G. 2013. Defending public interests in private lands: compliance, costs and potential environmental consequences of the Brazilian Forest Code in Mato Grosso. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1619): 20120160–20120160.
- Schwartzman, S., Alencar, A., Zarin, H., Santos Souza, A.P. 2010. Social Movements and Large-Scale Tropical Forest Protection on the Amazon Frontier: Conservation From Chaos. *The Journal of Environment & Development*, 19(3): 274–299.
- Soares-Filho, B., Moutinho, P., Nepstad, D.C., Anderson, A., Rodrigues, H., Garcia, R., Dietzsch, L., Merry, M., Bowman, M., Hissa, L., Silvestrini, R., Maretti, C. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 107(24): 10821–10826.
- Rocha, P.M., Santos, A.S. 2018. The voices of the agenda-setting in environmental journalism: the identification of the definers of the news and the syndromes of the coverage of the extinction of the Renca in Amazonia in sites of Amapa. *Mediatic Action*. 15: 61-80.
- Tonus, M. 2003. Tabela do Frigorífico Mercosul privilegia acabamento, peso de carcaça e conformação. In: <https://www.beefpoint.com.br/tabela-do-frigorifico-mercosul-privilegia-acabamento-peso-de-carcaca-e-conformacao-7598/> (access in 20 aug. 2018).
- USDA. 2018. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service. In: <<https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>> (access in: 27 aug. 2018).

Capítulo 2

“O tempo presente é o único no qual podemos reparar o passado e construir o futuro.”

Santo Agostinho

Impactos ambientais dos sistemas de produção de bovinos de corte nos diferentes biomas brasileiros²

Resumo: Condições climáticas adequadas, disponibilidade de terras, água e recursos humanos, tornaram o Brasil um dos maiores produtores mundiais de alimentos. Esta exuberância atrai interesses para questões socioambientais dos sistemas produtivos, fomentando discussões relacionadas à minimização dos impactos humanos no planeta. Com relação à pecuária de corte, é frequente sua associação com o uso de grandes extensões de terras e emissões de gases de efeito estufa (GEE) pelos animais. Nesse contexto, o presente trabalho buscou avaliar os impactos ambientais dos sistemas de produção de bovinos de corte característicos das diferentes regiões brasileiras. Com base na importância econômica da atividade pecuária, foram definidos quatro sistemas: Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Sua descrição foi realizada por meio da metodologia de análise de ciclo de vida (ACV), com auxílio do software SimaPro®, de maneira a avaliar o impacto dos diferentes componentes, durante a totalidade da vida produtiva dos animais dos plantéis. As emissões de GEE foram de 13,92; 12,10; 14,62 e 21,18 kg CO₂ eq. / kg de ganho de peso vivo (GPV), e o uso da terra foi de 89,30, 87,94, 158,84 e 148,27 m²a / kg GPV, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Com relação às demais categorias, o Cerrado apresentou maiores valores de acidificação terrestre, depleção de metais e combustíveis fósseis, ecotoxicidade de água doce e marinha e formação de material particulado. O sistema Pantanal foi mais impactante na depleção de água, eutrofização de água doce e marinha e formação de oxidantes fotoquímicos. Em todos os sistemas a toxicidade humana e a ecotoxicidade terrestre foram negativas. Após normalização, em relação às demais atividades humanas, a ocupação de áreas urbanas, depleção de ozônio, transformação de áreas de vegetação natural e radiação ionizante, foram não significativos. Em relação à composição dos sistemas, as emissões dos animais contribuíram mais significativamente nas categorias mudanças climáticas e formação de oxidantes fotoquímicos. Para as demais categorias, o uso de insumos para a melhoria das pastagens e para o fornecimento de água e suplementação aos animais, se mostrou o fator principal na diferenciação dos sistemas. O confronto de valores de impacto ambiental de diferentes categorias pode representar novas oportunidades de agregação de valor, melhoria da qualidade de vida e de conservação de áreas sensíveis, encontradas em diferentes ambientes que compõem a diversidade da produção pecuária brasileira. Essa diferenciação permite um maior conhecimento das peculiaridades de cada bioma, bem como, um direcionamento mais adequado dos esforços de identificação de alternativas de mitigação de impactos ambientais e de melhoria de seu desempenho socioeconômico.

Palavras-chave: aquecimento global, cadeia da carne bovina, intensificação sustentável, manejo de pastagens, pegadas, produção verde.

²Artigo a ser submetido no periódico *Agricultural System*

Environmental impacts of beef cattle production systems in the different Brazilian biomes

Abstract: Adequate climatic conditions, land availability, water and human resources have made Brazil one of the world's largest food producers. This exuberance attracts interests to social-environmental issues of the productive systems and foments discussions related to the minimization of the human impacts on the planet. Regarding beef cattle, it is frequently associated with the use of large tracts of land and greenhouse gases emissions (GHG) by animals. In this context, the present work sought to evaluate the environmental impacts of beef production systems characteristic of the different Brazilian regions. Four systems were defined based on the economic importance of the livestock activity: Amazonia, Cerrado, Pampa and Pantanal. Their description was carried out by means of the life cycle analysis (LCA) methodology, with the aid of SimaPro® software, to evaluate the impact of the different components during the entire productive lives of the animals. GHG emissions were 13.92; 12.10; 14.62 and 21.18 kg CO₂ eq. / kg of live weight gain (LWG), and the land use was 89.30, 87.94, 158.84 and 148.27 m²a / kg LWG, respectively, in the Amazon, Cerrado, Pampa and Pantanal systems. In relation to the other categories, the Cerrado presented higher values of terrestrial acidification, depletion of metals and fossil fuels, freshwater and marine ecotoxicity and particulate matter formation. The Pantanal system was more impacting in water depletion, freshwater and marine eutrophication and the photochemical oxidants formation. In all systems human toxicity and terrestrial ecotoxicity were negative. After normalization, in relation to other human activities, occupation of urban areas, ozone depletion, natural areas transformation and ionizing radiation were not significant. Regarding the composition of the systems, the emissions of the animals contributed more significantly in the categories climate change and photochemical oxidants formation. For the other categories, the use of inputs for the pastures improvement and for the water supply and supplementation of animals was the main factor in the differentiation of the systems. The comparison of values of environmental impact of different categories may represent new opportunities for adding value, improving the quality of life and conservation of sensitive areas found in different environments that make up the diversity of Brazilian livestock production. This differentiation allows a greater knowledge of the peculiarities of each biome, as well as a more adequate targeting of efforts to identify alternatives to mitigate environmental impacts and improve their socioeconomic performance.

Keywords: footprint, global warming, grassland management, green production, meat supply chains, sustainable intensification.

1 Introdução

O Brasil possui mais terras aptas à agricultura do que qualquer outro país no mundo, tendo um potencial agrícola ainda a ser explorado estimado em cerca de 300 milhões de hectares (BRASIL, 2014a). Soma-se a isso, condições privilegiadas para a produção animal: clima favorável, solos adequados, mão-de-obra de baixo custo e disponibilidade de água com potencial de obtenção de altas produções, com qualidade e preços competitivos (Buainain & Batalha, 2007).

Apesar desta disponibilidade, que equivale ao total de terras agrícolas da Rússia e dos Estados Unidos juntos, o País, até os anos 80, foi um importador de alimentos (Connolly et al., 2012). Para modificar esta situação, foram realizados, nas últimas décadas, investimentos de longo prazo em políticas de ocupação, melhoria da fertilidade dos solos, desenvolvimento de novas variedades de plantas, monitoramento do clima e desenvolvimento de técnicas agrícolas mais adaptadas, com ênfase na rotação e integração de culturas (BRASIL, 2014b).

Como resultado desses esforços, realizados em meio ao aumento da demanda mundial por alimentos observado nas últimas décadas, o volume exportado pelo agronegócio brasileiro apresentou um crescimento de 316% (USDA, 2018) passando de 312 mil toneladas em 1994, para mais de 2 milhões de toneladas de carne exportada por ano no ano de 2018. Seguindo a melhoria de qualidade dos produtos, segundo dados do CEPEA (2018), os preços médios pagos em US\$ pelos produtos brasileiros subiram 69% entre 2000 e 2017. Este processo transformou o País no terceiro maior exportador mundial de produtos agropecuários em 2017 (Ribeiro e Silva, 2018).

Estas diferentes conquistas, que permitiram o desenvolvimento econômico e o incremento da qualidade de vida observados no País nos últimos anos, originaram, entretanto, passivos ambientais relacionados, sobretudo, à ocupação indiscriminada de áreas sensíveis (BRASIL, 2014b). Nesta temática, o Brasil vem tentando imprimir marcas de protagonismo, desde a Convenção das Nações Unidas sobre Mudança do Clima de 1992 (Rio92). Buscando formas adequadas de uso da terra, que permitam

melhorias no nível de vida das populações rurais, mas também propiciem a mitigação de impactos futuros das mudanças climáticas (Beauchemin et al., 2010).

Desta maneira, conhecer os reais impactos das atividades pecuárias e determinar especificidades de diferentes sistemas de produção, a fim de adequá-los às novas diretrizes da sustentabilidade e da intensificação sustentável (Garnett et al., 2013), se mostram necessidades primordiais. Estas ações devem envolver diferentes atores, incluindo o meio acadêmico e a pesquisa, a fim de contribuir para a diferenciação de sistemas produtivos, dando subsídios para a criação de mercados especializados, com agregação de valor aos produtos da pecuária nacional (Rangnekar, 2004).

Nesse sentido, o presente estudo buscou caracterizar, por meio da metodologia de análise de ciclo de vida, os impactos dos sistemas de produção de bovinos de corte típicos dos biomas brasileiros onde a pecuária apresenta maior relevância (Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal). Busca-se assim, contribuir para um maior conhecimento das peculiaridades de diferentes regiões do País e para a melhoria da produção bovina e da qualidade de vida de produtores, consumidores e demais componentes da cadeia produtiva da carne.

2 Materiais e métodos

A análise de ciclo de vida (ACV) foi descrita de acordo com as definições das normas ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006), numa abordagem “do berço à porteira”, e envolveu diferentes níveis de organizações, limitando-se, entretanto aos aspectos ambientais, sem considerar questões sociais e econômicas.

2.1 Limites dos sistemas e unidade funcional

A ACV foi realizada de maneira a avaliar o impacto dos diferentes componentes dos sistemas de produção de bovinos, durante a totalidade da vida produtiva dos animais formadores do plantel, nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Esses sistemas incluíram: os animais, as diferentes fontes de alimentação, o fornecimento de água e de suplementação, os recursos utilizados para produzir esses componentes (sementes, fertilizantes, minerais, combustíveis, energia, etc.), bem

como, o transporte desses diferentes materiais, tanto externa como internamente à unidade produtiva (Fig. 1).

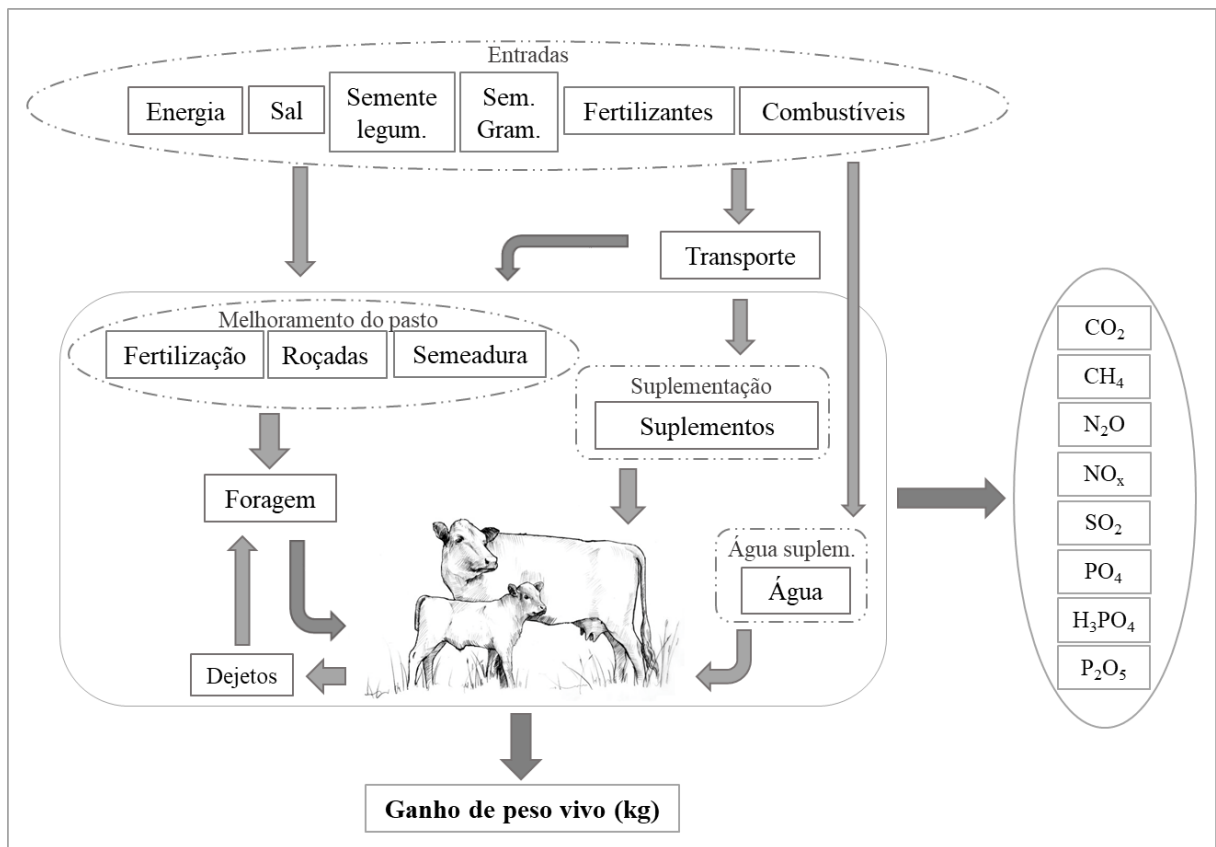


Fig. 1. Limites dos sistemas.

Foram excluídos da análise: os bens de capital (maquinários, construções, etc.); a origem dos animais e seu destino final (transporte e abate); e os medicamentos e defensivos.

A unidade funcional adotada foi a produção de 1 kg de peso vivo (PV). Para a análise comparativa com outros estudos, foi assumido um rendimento de carcaça de 50%.

2.2 Descrição dos sistemas

O Brasil é dividido em seis biomas terrestres: Amazônia, Cerrado, Pampa, Pantanal, Caatinga e Mata Atlântica (IBGE, 2004). A atividade pecuária, devido à vocação histórico-cultural e ao rápido avanço da atividade nas últimas décadas, se destaca nos quatro primeiros (Fig. 2). Suas características edafoclimáticas colaboram

para a manutenção dessa atividade, uma vez que os climas tropical e subtropical permitem a produção de volumosos em quantidade, com custos relativamente baixos, quando comparados a outras regiões do Planeta.

A Amazônia cobre 49,29 % do território brasileiro e abriga a maior floresta tropical úmida do Planeta. O clima predominante, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger é o tropical equatorial úmido (Af e Am) com temperaturas médias $\geq 18^{\circ}\text{C}$ (Alvares et al., 2014).

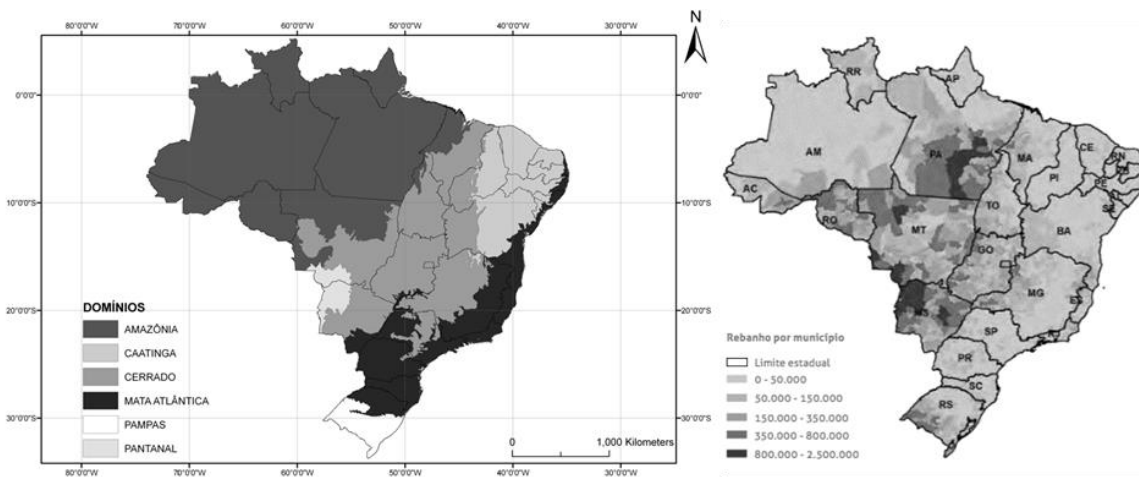


Fig. 2. Caracterização dos biomas. Fontes: IBGE (2004); IBGE (2016a)

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupa 23,92% do território nacional e apresenta interações com os demais, com exceção do Bioma Pampa. É reconhecido como a maior savana do mundo e em seu território encontram-se as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (MMA, 2018a). O clima tropical com invernos secos (Aw) apresenta duas estações bem definidas ao longo do ano. Sobre esses dois biomas tem ocorrido a maior expansão da produção agropecuária do País a partir dos anos 1970-80. Por esse motivo, têm sido alvo de diferentes entes quanto à necessidade da manutenção de suas riquezas naturais (Myers et al, 2000).

O Pampa brasileiro está restrito à metade sul do Estado do Rio Grande do Sul, ocupando 63% da área desse Estado, o que equivale a 2,07% do território brasileiro. Se estende pelo Uruguai e parte da Argentina, totalizando cerca de 75 milhões de hectares (MMA, 2018b). A vegetação natural se caracteriza pelo predomínio de campos nativos, com matas ciliares e de encosta, formações arbustivas, banhados e afloramentos rochosos. O clima descrito pela classificação de Köppen-Geiger é o Cfa - temperado úmido com verões quentes. A bovinocultura de corte é uma das

atividades tradicionais da região e reconhecida como parte ativa na manutenção das características fisionômicas do Bioma (Pillar et al. 2012).

O Pantanal é o menor dos biomas brasileiros, representando 1,76% do território nacional. O clima (Aw) é semelhante ao do Cerrado, com invernos secos e verões chuvosos. Apresenta a maior planície inundável do planeta que ocupa a quase totalidade da extensão do Bioma e é em decorrência dessa característica que se originam as peculiaridades dos sistemas de produção local, onde os animais são periodicamente “tropeados” para as áreas mais elevadas na época de cheias dos rios e retornados às áreas baixas, no período de estiagens. Há registros de atividade pecuária na região a cerca de 300 anos (Girardi & Rosseto, 2011), a qual se limita à fase de cria, diferentemente dos demais biomas cujos sistemas produtivos são de ciclo completo.

2.2.1 Construção dos sistemas produtivos

A descrição dos sistemas de produção típicos de cada bioma foi baseada em referências bibliográficas, com ênfase em dados locais (Tabelas 1 e 2 e Apêndice 1). Na constituição do sistema Pantanal, onde os animais são comercializados no final da fase de cria, para serem recriados e terminados na região de abrangência do Bioma Cerrado, foram atribuídas à cada fase características correspondentes a seu local de realização.

A participação das diferentes categorias animais nos sistemas de produção foi estimada por simulação das evoluções de rebanho (Fig. 3), conforme recomendação do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006a). Os sistemas produtivos foram constituídos com base em um rebanho de 100 fêmeas, os machos reprodutores e sua progênie, durante 12 anos, iniciando no desmame dos animais formadores do plantel (seis meses) e terminando no desmame dos animais de reposição.

2.3 Análise de inventário de ciclo de vida

As emissões de gases de efeito estufa (GEE) foram estimadas por categoria animal durante o período total considerado, por kg de ganho de peso vivo (GPV), e incluíram: as emissões de metano (CH₄), oriundas da fermentação entérica e das

dejeções dos animais e; as emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N₂O), devidas à deposição de dejeções dos animais na pastagem. O balanço total de gás carbônico (CO₂) foi calculado, incluindo as emissões e mitigações das pastagens nativas e cultivadas e assumindo os estoques de carbono (C) no solo como sendo estáveis. Foi considerada uma emissão anual média pelos animais de CO₂ igual a zero, uma vez que essa emissão é compensada pela fotossíntese das plantas (IPCC, 2006b). A fixação biológica de nitrogênio (N) foi estimada em 100 kg N / ha / ano, conforme descrito por Rattray (2005).

Todos os cálculos foram realizados de acordo com o IPCC (2006a e b), capítulos 10 e 11, *tier 2* e os parâmetros utilizados estão descritos na tabela 3.

Tabela 1 – Principais parâmetros utilizados para a descrição dos rebanhos bovinos nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Descrição	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Estrutura dos rebanhos				
Natalidade (%) ^{1, 2, 4, 10}	70	65	55	50
Taxa de mortalidade (%) ^{1, 4, 10}	5	6	5	20
Taxa de desmame (%) ^{1, 2, 4, 10}	66	62	52	40
Peso médio desmame (kg) – machos ^{1, 2, 4, 10}	170	170	160	150
Peso médio desmame (kg) – fêmeas ^{1, 2, 4, 10}	155	155	145	135
Taxa de mortalidade pós desmame (%) ^{1, 3, 4, 10}	4	4	2	5
Idade à desmama (meses) ^{1, 4}	8	8	7	10
Idade à primeira cria (meses) ^{1, 2, 4, 10}	36	36	45	48
Peso de abate (kg) – machos ^{2, 4, 10}	480	480	460	440
Peso de abate (kg) – fêmeas ^{2, 4, 10}	380	380	400	360
Taxa média de descarte (%) ^{2, 3, 4, 10}	15	15	20	20
Nº reprodutores (% das fêmeas) ^{1, 2, 4, 10}	3	3	4	8
Idade de abate (meses) ^{2, 4, 5, 9, 10}	43	38	40	48
Produtividade machos (kg GPV/ha/dia) ^{3, 5, 9}	0,34	0,29	0,30	0,25
Produtividade fêmeas (kg GPV/ha/dia) ^{3, 5, 9}	0,25	0,21	0,25	0,19
Relação machos e fêmeas da progênie	1:1	1:1	1:1	1:1
Produção de leite (l / animal / dia) ⁸	2,2	2,2	1,1	1,1
Teor de gordura no leite (%) ⁸	4,7	4,7	4,7	4,7
Peso dos touros (kg) ^{6, 8}	600	600	600	600
Peso das vacas de cria (kg) ^{6, 8}	350	360	380	345
Consumo de matéria-seca (kg/dia) ¹²	8,4	9,0	8,5	9,0
Consumo de água (litros/dia) ¹¹	50	50	50	50
Consumo de sal comum (g/dia) ⁷	50	50	50	50
Consumo de sal mineral (g/dia) ⁷	100	100	100	100
Consumo de sal proteinado (g/dia) ⁷	150	150	150	150
Manejo / deposição dos dejetos	pastagem	pastagem	pastagem	pastagem

GPV = ganho de peso vivo.

¹Abreu et al. (2013); ²Correa et al. (2005); ³Correa et al. (2006); ⁴Costa et al. (2005); ⁵Costa et al. (2009); ⁶Kichel et al. (2011); ⁷Lalman & Doye (2005); ⁸Lima et al. (2002); ⁹Lourenço Junior & Garcia (2006); ¹⁰Melo Filho et al. (2005), ¹¹Nunes (1998), ¹²NRC (2000).

Tabela 2 – Principais parâmetros médios utilizados para a descrição das pastagens nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Pastagem	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Composição				
Tipo predominante ^{1, 5, 16, 19}	Braquiária	Braquiária	Pastagem nativa	Pastagem nativa
Estado de conservação/ tipo (%) ^{4, 5}				
- pastagens degradadas ou nativas	60	50	80	61
- pastagens em processo de degradação	20	30	-	22
- pastagens melhoradas	20	20	20	17
Melhoramento de pastagens nativas (espécies utilizadas) ^{5, 7, 8, 14}	-	-	Gramíneas / leguminosas hibernais	Braquiária
Parâmetros de qualidade				
Digestibilidade (% MS) ¹⁰	54	55	54	53
Fator Ym (% GE ingerida) ⁸	6,8	6,5	6,8	7
Proteína Bruta ¹⁰	13	14	13	13
Eficiência de utilização da forragem (%) ¹¹	60	60	55	56
Produção (kg MS/ha/a) ^{2, 6, 11, 17}	8000	7850 43,5	4700	6720
Implementação				
Fertiliz. fosfo-potássica (kg P ₂ O ₅ e K ₂ O/ha/2a) ¹⁸	24	70	46	51
Fertilização nitrogenada (kg N / ha / 2a) ¹⁸	15	35	-	25
Calagem (ton. / ha / 6a) ¹⁸	0,6	1,4	0,4	1
Roçadas / a ^{3, 12, 13}	0,5	0,24	0,2	0,17
Semeadura gram. estivais (kg / ha / 5a) ²⁰	4,5	5,25	-	3,8
Semeadura gram. hibernais (kg / ha / 2a) ²⁰	-	-	5	-
Semeadura legum. estivais (kg / ha / 5a) ²⁰	1,5	-	-	-
Semeadura legum. hibernais (kg / ha / 2a) ²⁰	-	-	2	-
Plantio direto (kg / ha / 20a) ^{3, 12, 13}	36	30	-	20
Ressemeadura natural gram. (kg / ha / 2a) ²⁰	4,5	5,25	5	3,8
Ressemeadura natural legum. (kg / ha / 2a) ²⁰	1,5	-	2	-
Fixação de nitrogênio (kg / ha / a) ¹⁵	15	-	-	-
Renovação por gradagem / 10a ^{3, 12, 13}	0,6	1,35	-	1

GE = energia bruta; MS = matéria-seca; PB = pastagem de braquiária; PN = pastagem nativa; a = ano. ¹Blanco et al. (2007); ²Cardoso et al. (2012); ³Correa et al. (2005); ⁴Dias-Filho (2016); ⁵Dias-Filho & Andrade (2006); ⁶Euclides et al. (2009); ⁷Gonzalez et al. (2009); ⁸IPCC (2006a); ⁹Krolow et al.(2012); ¹⁰Lima et al. (2002); ¹¹Maraschin (2001); ¹²Melo Filho et al. (2005); ¹³Pareira et al. (2014); ¹⁴Pedroso et al. (2004); ¹⁵Rattray (2005); ¹⁶Santos et al. (2006); ¹⁷Scholl et al. (1976); ¹⁸Siqueira et al. (1987); ¹⁹Teixeira & Abreu da Silva (2007); ²⁰Expert opinion.

Dados relativos às emissões e mitigações oriundas da produção de fertilizantes e suplementos foram estimados com base em Nemecek & Kägi, (2007). No que se refere à composição dos suplementos, foram considerados os requerimentos

nutricionais das diferentes categorias para a definição do sal mineral, e o uso de farelo de soja e ureia, para o sal proteinado, na base de 45% de proteína bruta (PB). Quanto à composição dos fertilizantes, adotou-se o uso de ureia como fonte de nitrogênio e uma mistura de diferentes fontes de fósforo e potássio, de forma a reproduzir a variabilidade de sua utilização. Para o transporte dos insumos dos locais de produção para a unidade produtiva, foi considerada a utilização de caminhão *truck* 16 - 32t (Frischknecht, et al., 2007) e uma distância média de 0,25tkm (toneladas-quilômetro). Para a energia utilizada nos processos, foi considerado o padrão de eletricidade média brasileira proposto por Frischknecht, et al. (2007). As entradas e saídas devidas às operações mecanizadas internas à propriedade foram baseadas em Jungbluth, et al. (2007).

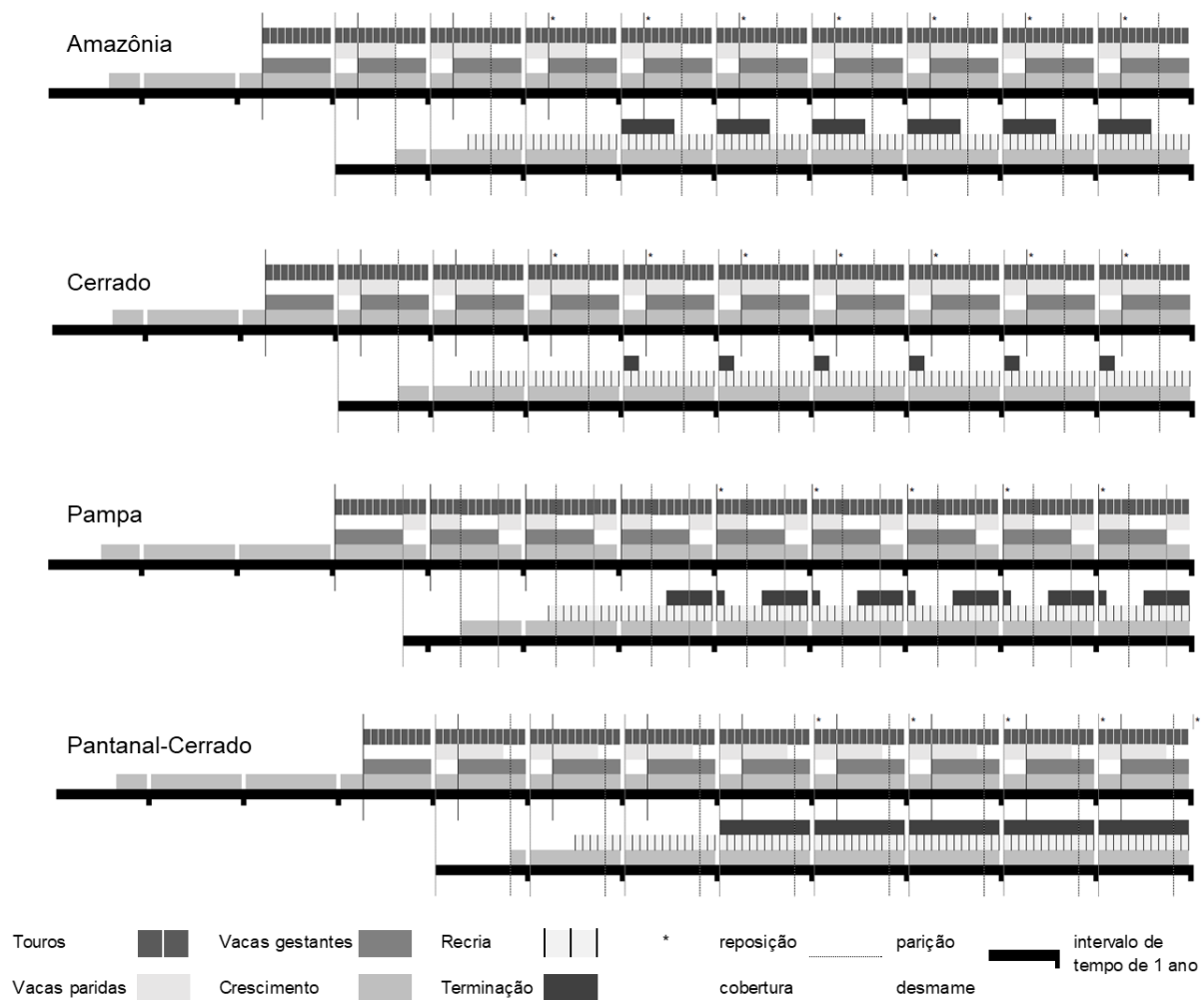


Fig. 3. Simulação de evoluções de rebanho.

Tabela 3 – Parâmetros utilizados nos cálculos das emissões.

Fonte	Equações / Fatores de emissão
<i>Fontes de metano¹</i>	
Fermentação entérica	Baseado no requerimento de energia bruta e na energia digestível da dieta Ca = 0.36 (pastejo em grandes áreas)
Dejetos	Considerando a deposição dos dejetos diretamente na pastagem e temperaturas entre 15 – 25°C 0.01 kg CH ₄ (kg CH ₄) ⁻¹ B _o = 0.13 m ₃ CH ₄ (kg VS) ⁻¹ MCF = 1,5%
<i>Fonte direta de oxido nitroso¹</i>	
Dejetos	0.02 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
<i>Fonte indireta de oxido nitroso</i>	
Dejetos	<i>Volatilização</i> 0.01 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ Frac volatilização = 0.2 kg N (kg N) ⁻¹ <i>Lixiviação</i> 0.0075 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ Frac lixiviação = 0.3 kg N (kg N) ⁻¹
<i>Fonte de dióxido de carbono¹</i>	
Calagem	<i>Dolomítico</i> 0.13 kg CO ₂ -C (kg CO ₂) ⁻¹
<i>Fonte de amônia¹</i>	
Dejetos	0.3 kg NH ₃ -N (kg N excretado) ⁻¹
<i>Fonte de fósforo²</i>	
P fertilização	<i>Lixiviação</i> 0.06 kg P/(ha*a) <i>Escorrimento</i> 0.15 kg P/(ha*a)

B_o = capacidade de produção de metano pelo dejetos produzido para a América Latina; Ca = coeficiente correspondente a situação de alimentação dos animais; FraCvolatilização = fração da volatilização; FraClíxiviação = fração de lixiviação; MCF = fator de conversão do metano; VS = sólidos voláteis.

¹IPCC (2006b); ²Nemecek and Kägi (2007).

2.3.1 Cálculos das emissões

As emissões de CH₄ foram calculadas para cada categoria animal de acordo com o IPCC (2006a e b) *tier 2*.

Os requerimentos nutricionais diários de energia líquida, característicos de cada categoria animal foram estimados a partir das energias de manutenção, atividade, crescimento, gestação, lactação e trabalho. O requerimento de energia bruta ingerida foi estimado considerando a digestibilidade das pastagens e as

emissões entéricas foram calculadas a partir da energia bruta, utilizando os fatores de conversão em metano (Y_m), para cada dieta, descritos na tabela 2.

As emissões de CH_4 a partir do estrume dos animais foram calculadas a partir da produção de sólidos voláteis de acordo com o IPCC (2006a), considerando a energia bruta e a digestibilidade do alimento ingerido, o clima predominante e o tipo de gestão de resíduos, sendo assumida a deposição direta na pastagem. A produção de sólidos voláteis foi multiplicada pela máxima capacidade de produção de CH_4 do dejetos (B_o) e pelo fator de conversão do metano (MCF) específico para a prática de manejo de dejetos utilizada.

As emissões de N_2O diretas foram calculadas pela diferença entre a retenção e a excreção de nitrogênio pelos animais. O nitrogênio dos dejetos foi estimado pela ingestão de matéria-seca e pela proteína bruta da dieta. A retenção de N pelos animais baseou-se no IPCC (2006b) e NRC (2000). O N contido nos dejetos foi multiplicado pelo fator de emissão do sistema de manejo de dejetos utilizado, no caso, depositado diretamente na pastagem, para calcular as emissões diretas de N_2O . As emissões indiretas de N_2O a partir da perda de N via escoamento superficial, lixiviação e volatilização também foram incluídas. Essas emissões foram estimadas assumindo frações de N perdidas pelo dejetos, resíduos e fertilizantes, ajustadas para as condições climáticas locais, conforme detalhado por Lima et al (2002) e pelo IPCC (2006b).

2.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida

Após a fase de coleta de dados, foi realizada sua transformação a fim de permitir a adequação à unidade funcional e a caracterização do escopo. Também conforme previsto nas normas ISO14044 (2006), os resultados do inventário do ciclo de vida foram verificados e validados quanto ao balanço de massa e energia.

O agrupamento e a conversão das diferentes intervenções em impactos potenciais foram realizados com o auxílio do software SimaPro 8.4.0.0, utilizando o método *Recipe midpoints*, versão 1.13 (Goedkoop et al., 2010, 2009), usando o padrão de normalização World H, perspectiva *hierarchist*.

Para a determinação do potencial de impacto em cada categoria foram adotados os seguintes fatores de caracterização: (a) mudanças climáticas – $kg\ CO_2\ x$

1, kg CH₄ fóssil x 25 (Forster et al., 2007), kg CH₄ biogênico x 22 (Munõz et al., 2013, 2012) e kg N₂O x 298, com potencial de aquecimento global num horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100); (b) acidificação terrestre – kg SO₂ x 1, kg SO x 1, kg N₂O x 0.56, kg NH₃ x 2.45, kg NO_x x 0.56; (c) eutrofização de água doce – kg P x 1, kg PO₄ x 0.33, kg H₃PO₄ x 0.32 e kg P₂O₅ x 0.44; e demais categorias segundo Goedkoop et al. (2009) - *update* 1.6.

3 Resultados

3.1 Inventário de ciclo de vida

Ao analisar as emissões dos principais compostos relacionados com os indicadores ambientais estudados verificou-se que emissões de CH₄ / kg de GPV oriundos da fermentação entérica e do manejo dos dejetos dos animais foram maiores no sistema Pantanal (Tabela 4), ao passo que as emissões de N₂O diretas e indiretas foram maiores no sistema Amazônia.

Tabela 4: Principais emissões para a obtenção de 1 kg de ganho de peso vivo nos sistemas de produção típicos dos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Amônia (g)	78,55	87,53	24,97	96,06
Dióxido de carbono biogênico (g)	51,87	58,52	21,22	45,60
Dióxido de carbono fóssil (g)	406,91	586,76	-121,98	427,87
Monóxido de carbono biogênico (g)	51,25	55,60	22,49	44,08
Monóxido de carbono fóssil (g)	1,60	2,03	-0,32	1,45
Monóxido de nitrogênio (g)	5,21	4,93	4,01	4,48
Metano biogênico (g)	542,06	454,42	615,71	881,18
Metano fóssil (g)	0,84	1,29	-0,28	0,93
Óxido nítrico (g)	2,99	3,43	0,94	2,70
Dióxido de enxofre (g)	1,68	2,55	-0,05	1,86
Óxido de enxofre (g)	9,06E-04	1,76E-03	9,52E-04	1,30E-03
Nitrato (g)	435,05	342,90	496,96	591,14
Fosfato (g)	8,34	7,34	8,58	10,27
Fósforo (g)	7,74	6,52	8,00	9,44

O sistema Cerrado apresentou maiores emissões de CO₂ e CO biogênicos e fósseis, bem como de CH₄ fóssil, NO_x, SO₂ e SO. O sistema Pantanal também foi

responsável pelas maiores emissões de N e P, na forma de amônia, nitrato, fosfato e fósforo. Por fim, o sistema Pampa apresentou emissões intermediárias dos principais compostos analisados, incluindo remoções de CO₂ e CH₄ fóssil e de SO₂.

3.2 Avaliação de impacto do ciclo de vida

Com relação a caracterização do impacto ambiental (Tabela 5 e Fig. 4), considerando os valores máximos apresentados pelos sistemas de produção avaliados em cada categoria, o sistema típico do Bioma Amazônia apresentou valores intermediários em todos os indicadores avaliados. No sistema Cerrado foram observados os maiores valores de transformação de áreas de vegetação natural (NLT), acidificação terrestre (TA), depleção de ozônio (OD), metais (MD) e combustíveis fósseis (FD), ecotoxicidade de água doce (WEt) e marinha (MEt), formação de material particulado (PMF) e radiação ionizante (IR). O sistema Pampa apresentou o maior impacto na categoria ocupação de terras agrícolas (ALO). Por sua vez, o sistema Pantanal apresentou os maiores valores nas categorias mudanças climáticas (CC), depleção de água (WD), eutrofização de água doce (WEu) e marinha (MEu), e formação de oxidantes fotoquímicos (POF). Todos os sistemas produtivos apresentaram valores negativos de toxicidade humana (HT) e ecotoxicidade terrestre (TEt). Os valores de ocupação de áreas urbanas (ULO) foram desprezíveis em todos os sistemas analisados, sendo o encontrado no sistema Cerrado levemente maior que os demais.

No que se refere aos valores obtidos após normalização em relação às demais atividades humanas (agrícolas ou não), os sistemas apresentaram valores significativos para as diferentes categorias, com exceção das categorias ocupação de terras urbanas, transformação de áreas de vegetação natural, depleção de ozônio e radiação ionizante.

Tabela 5: Impactos ambientais dos componentes dos sistemas Amazônia (A), Cerrado (B), Pampa (C) e Pantanal (D).

A	Amazônia			
	Água	Supl.	Past.	Anim.
CC	0,07	0,07	1,86	11,92
ALO	0,06	0,04	89,20	-
ULO	0,0004	0,0015	0,0225	-
NLT	0,00012	0,00003	0,00010	-
TA	0,00031	0,00045	0,00331	0,00120
WEu	2,70E-05	2,08E-05	2,75E-03	-
MEu	1,96E-05	2,78E-04	9,99E-02	4,61E-05
WD	0,202	0,003	-0,006	-
MD	0,005	0,030	0,036	-
FD	0,015	0,026	0,110	-
OD	8,02E-09	9,80E-09	4,59E-08	-
TEt	7,83E-05	4,64E-05	-5,38E-03	-
WEt	0,0015	0,0006	0,0028	-
MEt	0,0014	0,0006	0,0029	-
HT	0,0315	0,0208	-1,2916	-
POF	0,00021	0,00019	0,00314	0,00552
PMF	0,00016	0,00016	0,00145	0,00016
IR	0,0094	0,0038	0,0247	-

B	Cerrado			
	Água	Supl.	Past.	Anim.
CC	0,08	0,06	1,97	9,99
ALO	0,06	0,04	87,84	-
ULO	0,0005	0,0013	0,0360	-
NLT	0,00013	0,00003	0,00015	-
TA	0,00034	0,00039	0,00476	0,00114
WEu	2,89E-05	1,79E-05	2,38E-03	-
MEu	2,11E-05	2,38E-04	7,88E-02	4,34E-05
WD	0,164	0,002	0,005	-
MD	0,006	0,030	0,056	-
FD	0,016	0,022	0,185	-
OD	8,60E-09	8,53E-09	7,45E-08	-
TEt	8,39E-05	4,01E-05	-4,15E-03	-
WEt	0,0016	0,0005	0,0052	-
MEt	0,0015	0,0005	0,0052	-
HT	0,0337	0,0180	-0,9124	-
POF	0,00022	0,00017	0,00380	0,00463
PMF	0,00017	0,00014	0,00205	0,00015
IR	0,0100	0,0033	0,0389	-

C	Pampa			
	Água	Supl.	Past.	Anim.
CC	0,03	0,04	1,01	13,54
ALO	0,03	0,02	158,79	-
ULO	0,0002	0,0009	0,0244	-
NLT	0,00006	0,00002	-0,00006	-
TA	0,00014	0,00022	-0,00065	0,00137
WEu	1,23E-05	9,81E-06	2,84E-03	-
MEu	8,93E-06	1,27E-04	1,14E-01	5,24E-05
WD	0,212	0,002	-0,033	-
MD	0,002	0,018	-0,002	-
FD	0,007	0,013	-0,077	-
OD	3,65E-09	5,29E-09	-2,36E-08	-
TEt	3,56E-05	2,31E-05	-6,30E-03	-
WEt	0,0007	0,0003	-0,0006	-
MEt	0,0006	0,0003	-0,0005	-
HT	0,0143	0,0107	-1,5950	-
POF	0,00009	0,00011	0,00061	0,00627
PMF	0,00007	0,00008	0,00002	0,00019
IR	0,0043	0,0020	-0,0013	-

D	Pantanal			
	Água	Supl.	Past.	Anim.
CC	0,06	0,05	1,70	19,38
ALO	0,05	0,03	148,20	-
ULO	0,0004	0,0011	0,0257	-
NLT	0,00010	0,00002	0,00011	-
TA	0,00027	0,00029	0,00346	0,00171
WEu	2,30E-05	1,32E-05	3,41E-03	-
MEu	1,68E-05	1,73E-04	1,36E-01	6,53E-05
WD	0,230	0,002	-0,008	-
MD	0,005	0,023	0,040	-
FD	0,013	0,017	0,132	-
OD	6,85E-09	6,71E-09	5,34E-08	-
TEt	6,69E-05	3,03E-05	-7,40E-03	-
WEt	0,0013	0,0004	0,0034	-
MEt	0,0012	0,0004	0,0035	-
HT	0,0269	0,0138	-1,7126	-
POF	0,00018	0,00013	0,00290	0,00896
PMF	0,00013	0,00011	0,00151	0,00023
IR	0,0080	0,0026	0,0279	-

Água = fornecimento de água aos animais; Supl. = suplementação animal; Past. = pastagens e Anim. = animais.

CC = mudanças climáticas (kg CO₂ eq.); ALO = ocupação de terras agrícolas (m²a); ULO = ocupação de terras urbanas (m²a); NLT = transformação de áreas de vegetação natural (m²); TA = acidificação terrestre (kg SO₂ eq.); WEu = eutrofização de água doce (kg P eq.); MEu = eutrofização marinha (kg N eq.); WD = depleção de água doce (m³); MD = depleção de metais (kg Fe eq.); FD = depleção de fósseis (kg oil eq.); OD = depleção de ozônio (kg CFC-11 eq.); TEt = ecotoxicidade terrestre (kg 1,4-DB eq.); WEt = ecotoxicidade de água doce (kg 1,4-DB eq.); MEt = ecotoxicidade marinha (kg 1,4-DB eq.); HT = toxicidade humana (kg 1,4-DB eq.); POF = formação de oxidantes fotoquímicos (kg NMVOC); PMF = formação de material particulado (kg PM10 eq.) e IR = radiação ionizante (kBq U235 eq.).

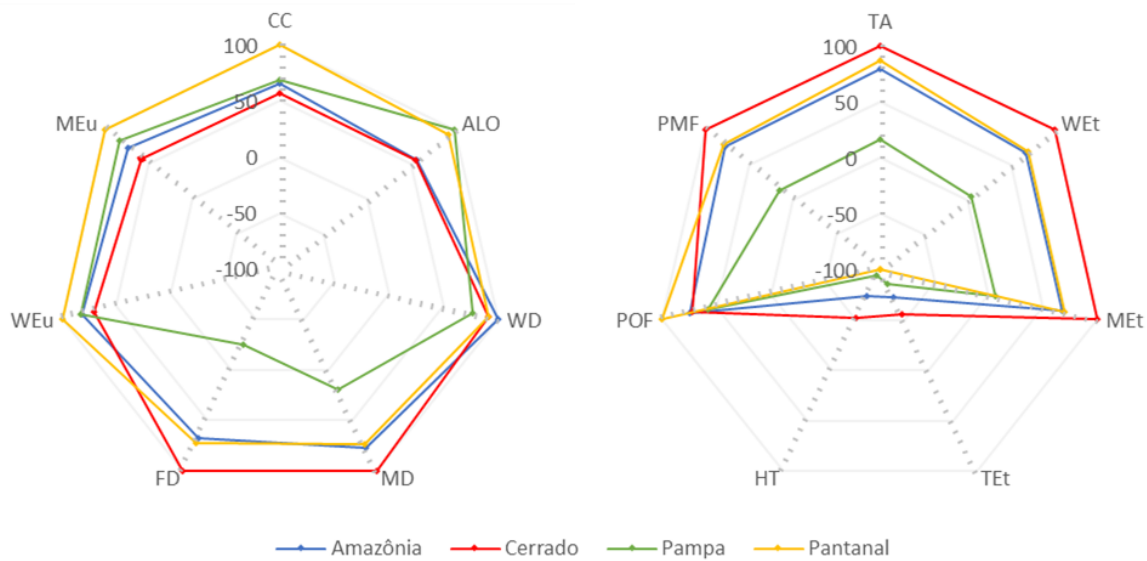


Figura 4: Inventário (esquemático) de categorias de impacto ambiental nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, expressos em porcentagem (100% = valores absolutos máximos).

CC = mudanças climáticas; ALO = ocupação de terras agrícolas; TA = acidificação terrestre; WEu = eutrofização de água doce; MEu = eutrofização marinha; WD = depleção de água doce; MD = depleção de metais; FD = depleção de fósseis; TEt = ecotoxicidade terrestre; WEt = ecotoxicidade de água doce; MEt = ecotoxicidade marinha; HT = toxicidade humana; POF = formação de oxidantes fotoquímicos e; PMF = formação de material particulado.

3.2.1 Mudanças climáticas

As emissões de GEE foram de 13,92; 12,10; 14,62 e 21,18 kg CO₂ eq. / kg de ganho de peso vivo (GPV), respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Para estes valores, os animais contribuem com 85,62% e 82,55% na Amazônia e Cerrado e com 92,64% e 91,48% no Pampa e no sistema Pantanal, enquanto que as pastagens respondem por 13,35%, 16,29%, 6,88% e 8,00%, respectivamente. As diferenças entre os sistemas são devidas à menor qualidade da forragem consumida pelos animais nos sistemas Pampa e Pantanal em comparação com os da Amazônia e do Cerrado e resultam de diferenças no Y_m, digestibilidade, produção e eficiência do uso das pastagens que definem o GPV (Tabela 2). Ao afetar a produção de carne, essas características influenciam as emissões de GEE por kg de GPV e totais de cada sistema. Esses valores corroboram as afirmações de Bartl et al. (2011) e Cederberg et al. (2009) sobre a possibilidade de redução de emissões de GEE através de incrementos produtivos, que conciliem a melhoria do manejo das pastagens e a obtenção de índices produtivos mais adequados.

Das emissões de GEE dos animais, 97,59; 97,53; 97,64 e 97,70 % foram devido à fermentação entérica nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal (11,63; 9,74; 13,22 e 18,93 kg CO₂ eq. / kg GPV, respectivamente). A baixa interferência das

emissões de GEE pelo manejo dos dejetos (0,31; 0,26; 0,35 e 0,54 kg CO₂ eq. / kg GPV, na Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente) se deve à predominância do uso de pastagens nos diferentes sistemas analisados.

Tabela 2: Emissões totais de GEE e produção animal nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal no período de 12 anos.

	Emissão GEE	Produção de carne	Intensidade GEE (kg CO₂ eq. / kg)	
	(tCO₂ eq.)	GPV	GPV	CWE
Amazônia	1958,00	140681,69	13,92	27,84
Cerrado	1841,52	152210,54	12,10	24,20
Pampa	1814,62	124142,19	14,62	29,23
Pantanal	2009,83	94873,58	21,18	42,37

CWE = peso de carcaça quente.

3.2.2 Ocupação de terras agrícolas

Os valores de ocupação de terras agrícolas obtidos foram de 89,30 e 87,94 m²a / kg GPV na Amazônia e no Cerrado e de 158,84 e 148,27 m²a / kg GPV nos sistemas Pampa e Pantanal, respectivamente, dos quais, em todos os casos, mais de 99% são atribuídos às pastagens. Estas diferenças correspondem, principalmente a diferenças de produção de M.S. (8000, 7850, 4700 e 6720 kg / ha / ano, respectivamente) e de eficiência de uso das pastagens (60, 60, 55 e 55%, respectivamente).

O melhor uso da terra e um maior desempenho produtivo, resulta em menor pressão associada ao uso de áreas sensíveis presentes nas unidades de produção. Como postulado por Cederberg et al. (2009), estas melhorias contribuem para impedir ou mesmo reverter a expansão da produção em ecossistemas onde há um claro interesse em manter a condição natural. Note-se que a grande variação observada nos sistemas de produção de carne representa uma vantagem na busca de possibilidades de redução do uso da terra (Elferink e Nonhebel, 2007).

3.2.3 Ocupação de terras urbanas

Diferentemente do observado na ocupação de terras agrícolas, o uso de áreas urbanas foi muito baixo e similar nos sistemas Amazônia, Pampa e Pantanal (0,0244, 0,0256 e 0,0272 m²a / kg GPV, respectivamente), e levemente superior no Cerrado (0,0378 m²a / kg GPV). Com marcante contribuição das pastagens (mais de 92%), isso se deve ao baixo nível de utilização de insumos (oriundos de plantas industriais urbanas) que caracteriza a produção essencialmente pastoril da carne brasileira.

3.2.4 Transformação de áreas de vegetação natural

Os valores de transformação de áreas de vegetação natural foram de 0,000251, 0,000304, 6,25E-6 e 0,00023 m² / kg GPV para os sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente. Estes valores são muito baixos devido à natureza da totalidade das atividades e processos envolvidos, e devem-se à transformação de áreas de vegetação natural, ocorridas em função da geração de energia e do processamento de insumos. Ressalta-se que ao adotar o padrão IPCC de cômputo de impactos ambientais, foram somente consideradas mudanças de uso da terra realizadas nos últimos 20 anos e em função da produção de carne.

3.2.5 Acidificação terrestre

Os sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal apresentaram potenciais de acidificação terrestre de 0,00528, 0,00662, 0,00108 e 0,00572 kg SO₂ eq. / kg GPV, respectivamente. Destes totais, 62,78%, 71,75% e 60,50% são devidos às pastagens e 22,73%, 17,22% e 29,89% são oriundos das dejeções dos animais na Amazônia, Cerrado e Pantanal, respectivamente. Diferentemente, no sistema Pampa, a contribuição das pastagens é negativa, devido à menor utilização de fertilizantes nitrogenados e à fixação de N pelas leguminosas, presentes nas pastagens melhoradas, que compensa parte das contribuições de outras atividades. Com isso, neste sistema, as dejeções animais apresentam a maior contribuição relativa, uma vez que respondem por 79,37% do potencial de acidificação das demais atividades e processos.

3.2.6 Eutrofização de água doce

Os valores de eutrofização de água doce foram de 0,0028, 0,00243, 0,00286 e 0,0344 kg P eq., respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. O maior valor observado neste último sistema deve-se à sua menor produção de carne. Ao atribuir o total de emissões a uma menor quantidade de produto ocorre um efeito de concentração, que resulta em maiores valores por unidade produzida.

As perdas de nutrientes nas pastagens contribuíram com 98% ou mais dos valores de potencial de eutrofização obtidos nos diferentes sistemas (0,00275, 0,00238; 0,00284 e 0,00341, respectivamente).

3.2.7 Eutrofização marinha

De forma similar ao observado na categoria eutrofização de água doce, o sistema Pantanal apresentou o maior valor de potencial de eutrofização marinha (0,136 kg N eq. / kg GPV), seguido do Pampa, Amazônia e Cerrado (0,114, 0,1 e 0,079 kg N eq. / kg GPV, respectivamente), para os quais as pastagens contribuem com mais de 99%, nos diferentes sistemas. Este gradiente, de certa forma, reproduz de forma inversa o grau de intensificação dos sistemas avaliados, uma vez que maiores produções de carne compensam, até mesmo, parte do incremento das perdas potenciais de nutrientes, devido à maior fertilização, como no caso do Cerrado. No entanto, em se tratando de impactos potenciais em ambiente marinho, estes valores devem ser tomados com precaução, dada a continentalidade e peculiaridades dos biomas avaliados.

3.2.8 Depleção de água doce

A depleção de água doce foi de 0,199; 0,171; 0,181 e 0,224 m³ / kg de GPV, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente. Estes valores são atribuídos em sua quase totalidade ao consumo de água pelos animais durante o tempo necessário para a produção de 1 kg de GPV. Como resultado, tem-se, nos diferentes sistemas avaliados, potenciais de depleção de água muito menores do que os característicos de sistemas onde a produção intensiva de pastagens e grãos com irrigação.

3.2.9 Depleção de metais

Com relação à depleção de metais, obteve-se 0,071, 0,091, 0,0183 e 0,0676 kg Fe eq. / kg GPV, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. No Pampa, as pastagens tiveram uma contribuição negativa e o fornecimento de sal mineral / proteinado para os animais contribuiu com 87,44% da depleção de metais das demais atividades e processos. Na Amazônia e no Cerrado, as pastagens contribuíram com 50,91% e 61,09% e o fornecimento de sal mineral / proteinado com 41,62% e 32,67%, respectivamente. Por sua vez, no sistema Pantanal, as pastagens pantaneiras apresentaram valores negativos e as demais pastagens e o fornecimento de sal mineral / proteinado contribuíram, respectivamente, com 59,61% e 34,07% do valor obtido.

3.2.10 Depleção de fósseis

Os valores de depleção de fósseis dos sistemas avaliados exibem situações diferentes. No Cerrado, sistemas produtivos com maior uso de insumos, apresentaram a maior depleção (0,223 kg de óleo fóssil eq. / kg GPV), devido ao transporte dos mesmos para a unidade de produção. Na Amazônia e no sistema Pantanal foram obtidas depleções de 0,151 e 0,163 kg de óleo eq. / kg GPV, respectivamente. No Pampa, a fixação de N pelas leguminosas em detrimento da utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos, mais do que compensou as contribuições das outras atividades, resultando em valor negativo (-0,0566 kg de óleo eq. / kg GPV) e tornando este sistema mitigador do uso de combustíveis fósseis. Para estes valores, as pastagens contribuíram com 72,71%, 82,78% e 81,28%, o fornecimento de sal com 17,02%, 10,02% e 10,54%, e a distribuição de água com 10,07%, 7,31% e 7,96%, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado e Pantanal. No Pampa, com valores negativos nas pastagens, o fornecimento de sal e de água em bebedouros contribuíram, respectivamente, com 65,85% e 34,15% da depleção de fósseis atribuída às demais atividades e processos.

3.2.11 Depleção de ozônio

A depleção de ozônio foi de 6,37E-8, 9,16E-8 e 6,69E-8 kg de CFC-11 eq. / kg GPV, respectivamente, na Amazônia, Cerrado e Pantanal, e negativa (-1,46E-8 kg de CFC-11 eq. / kg GPV) no Pampa. Com aparente similaridade, em termos relativos, com o observado na depleção de fósseis (valor máximo obtido no Cerrado e negativo no Pampa), estes valores são, no entanto, muito baixos devido à natureza da totalidade das atividades e processos envolvidos, dificultando portanto sua apreciação em termos relativos.

3.2.12 Ecotoxicidade terrestre

A totalidade dos sistemas avaliados apresentou valores negativos de potencial de ecotoxicidade terrestre (-0,00526, -0,00403, -0,00624 e -0,00731 kg 1,4-DB eq. / kg GPV, respectivamente, na Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal). Em todos os casos, isso se deve ao balanço negativo nas pastagens de minerais potencialmente tóxicos, presentes na solução do solo (como certos metais pesados), devido à sua utilização pelas plantas, sem que haja entradas dos mesmos no sistema. Contribuem

para estes resultados, a pequena utilização de grãos na suplementação, cuja produção inclui o uso de combustíveis fósseis, eletricidade e pesticidas, com geração de emissões de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, cromo hexavalente e arsênico (Röös et al., 2013).

3.2.13 Ecotoxicidade de água doce

Com relação ao potencial de ecotoxicidade de água doce, foram obtidos 0,00492, 0,00729, 0,00034 e 0,00507 kg de 1,4-DB eq. / kg GPV, respectivamente, na Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. No Pampa, a contribuição negativa das pastagens deu origem ao menor valor observado entre os sistemas avaliados e a disponibilização de água em bebedouros contribuiu com 71,95% da ecotoxicidade potencial das demais atividades e processos. Na Amazônia e no Cerrado, as pastagens contribuíram com 57,74% e 71,06% e a disponibilização de água em bebedouros com 30,89% e 22,36%, respectivamente. No sistema Pantanal, como observado na depleção de metais, as pastagens pantaneiras apresentaram valores negativos e as demais pastagens e a disponibilização de água em bebedouros contribuíram, respectivamente, com 74% e 25,56% do valor obtido. Estas diferenças são resultado da interação nas pastagens entre o balanço negativo de minerais e o uso de diferentes doses de fertilizantes, bem como, da emissão de substâncias potencialmente tóxicas na geração de eletricidade (principalmente, níquel e manganês, oriundos de usinas que utilizam combustíveis fósseis, presentes, mesmo que pouco relevantes, na matriz energética brasileira), utilizada no processamento de insumos e no bombeamento de água.

3.2.14 Ecotoxicidade marinha

Os valores de potencial de ecotoxicidade marinha são similares aos observados na ecotoxicidade de água doce. Foram obtidos 0,00483, 0,00721, 0,00041 e 0,00503 kg de 1,4-DB eq. / kg GPV, respectivamente, na Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. No Pampa, as pastagens contribuíram negativamente e a disponibilização de água em bebedouros representou 68,73% do potencial de ecotoxicidade das demais atividades e processos. Na Amazônia e no Cerrado, as pastagens contribuíram com 59,63% e 72,73% e a disponibilização de água em bebedouros com 28,57% e 20,39%, respectivamente. No sistema Pantanal, as pastagens pantaneiras

apresentaram valores negativos e as demais pastagens e a disponibilização de água em bebedouros contribuíram com 75,65% e 23,37% do valor obtido, respectivamente.

3.2.15 Toxicidade humana

De forma similar ao observado no potencial de ecotoxicidade terrestre, a totalidade dos sistemas avaliados apresentou valores negativos de toxicidade humana (-1,24, -0,86, -1,57 e -1,67 kg 1,4-DB eq / kg GPV, respectivamente, na Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal). Em todos os casos, isso se deve à utilização de minerais potencialmente tóxicos pelas plantas, sem que haja entradas dos mesmos no sistema e à pequena utilização de grãos na alimentação dos animais, típicos de sistemas de produção bovina baseados no uso de pastagens e na utilização de quantidades moderadas de insumos. No caso brasileiro, destaca-se ainda o baixo uso de pesticidas e demais agroquímicos, amplamente utilizados em outros países produtores de carne, na produção intensiva de pastagens e grãos e que possuem alto potencial de toxicidade humana.

3.2.16 Formação de oxidantes fotoquímicos

A formação de oxidantes fotoquímicos foi de 0,00906; 0,00882; 0,00708 e 0,01217 kg de NMVOC / kg GPV, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente. Para estes valores, os animais contribuíram com 60,93% e 52,49% na Amazônia e no Cerrado e com 88,56% e 73,44% nos sistemas Pampa e Pantanal, enquanto que as pastagens responderam por 34,75%; 43,08%; 8,6% e 23,77%, respectivamente.

3.2.17 Formação de material particulado

A formação de material particulado foi de 0,00194; 0,00252; 0,00036 e 0,00199 kg PM10 eq. / kg GPV, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente. Nos sistemas Amazônia, Cerrado e Pantanal, as pastagens contribuíram com 74,79%, 81,55% e 76,06% e os animais com 8,45%, 6,15% e 11,66%, respectivamente. O Pampa, em função do baixo impacto das pastagens, apresentou o menor valor, para o qual os animais tiveram uma contribuição de 55,03%

e o fornecimento de sal e de água contribuíram com 23,07% e 20,03%, respectivamente.

3.2.18 Radiação ionizante

Nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal foram observados potenciais de produção de radiação ionizante de 0,0379, 0,0522, 0,005 e 0,0385 kBq U235 eq. / kg GPV, respectivamente. Assim como foi observado nos indicadores de ocupação de áreas urbanas e de depleção de ozônio, estes valores são muito baixos devido à natureza da totalidade das atividades e processos envolvidos, limitando-se à uma pequena parte da produção de energia elétrica brasileira, utilizada na implantação das pastagens, no fornecimento de sal e na distribuição de água.

4 Discussão

4.1 Mudanças climáticas

Analisando a contribuição das diferentes fases dos sistemas de produção para o total das emissões de GEE obtidas no presente trabalho, observa-se que a fase de cria representa mais da metade das emissões (51,37; 54,05; 62,33 e 63,68%, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal). O maior grau de intensificação dos sistemas produtivos típicos dos biomas Amazônia e Cerrado ao reduzir a idade dos animais na primeira cria diminuiu a contribuição relativa desta etapa, de forma similar ao observado por Huerta et al. (2016). Nos sistemas Pampa e Pantanal, no entanto, os valores obtidos foram similares aos propostos por Stackhouse-Lawson et. al. (2012) (69 a 72%), mas, por razões diversas. Ao passo que, em sistemas menos intensivos maiores participações da fase de cria ocorrem devido ao maior tempo de permanência dos animais no sistema, em sistemas de alta intensificação como os avaliados por Beauchemin et. al. (2010), valores da ordem de 80% podem ser observados, devido à permanência extremamente curta dos animais nas demais etapas. Como em sistemas pastoris a importância do uso de insumos e do manejo dos dejetos é reduzida, o tempo de permanência dos animais nos sistemas

produtivos acaba se tornando um fator primordial na determinação das emissões por unidade de produto.

Com relação às contribuições oriundas da fermentação entérica, os valores obtidos (83,55%; 80,51%; 90,46% e 89,37%, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal) são superiores em sistemas menos intensivos de forma similar ao proposto por Dick et al. (2015a) (78,14% e 84,57%) e Huerta et al. (2016) (47% e 67%). Menores emissões devidas ao baixo uso de insumos e à deposição de dejeções diretamente no solo colaboram para uma maior relevância das emissões entéricas. Diferentemente, em sistemas mais intensivos típicos da União Europeia, do Canadá e do Japão, a importância das emissões entéricas, variou entre 32 e 42% (Weiss & Leip, 2012), 48,16% (Mc Gough et. al., 2012) e 61,2% (Ogino et. al., 2007), respectivamente, devido 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.

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 CO₂ eq. / kg GPV, próximos aos obtidos no presente trabalho (13,92; 12,10; 14,62 e 21,18 kg CO₂ eq. / kg GPV, na Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente). Na Itália, no México e na Tailândia, Bragaglio et al. (2018), Huerta et al. (2016) e Ogino et al. (2016) encontraram valores de emissões entre 19,78 e 25,85; 20,60 e 21,73 e; 10,6 e 14 kg CO₂ eq. / kg GPV, em sistemas produtivos com maiores e menores graus de intensificação, respectivamente. Tais variações corroboram as afirmações de Bartl et al. (2011), Cederberg et al. (2009) e Dick et al. (2015a) sobre a possibilidade de redução de emissões de GEE através de incrementos produtivos, que conciliem a melhoria do manejo das pastagens e a obtenção de índices produtivos mais adequados indo ao encontro das premissas da intensificação sustentável. Entretanto, conforme destacado por Dick et al. (2015b), é de suma importância a consideração de outras categorias de impacto, de forma a minimizar possíveis omissões ou falhas de interpretação que possam gerar problemas ambientais de outras naturezas.

4.2 Ocupação de terras agrícolas

Na ocupação de terras agrícolas, os valores obtidos nesse estudo (89,30; 87,94; 158,84 e 148,27 m²a / kg GPV, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal) são intermediários aos obtidos por Dick et al. (2015a) no Sul do Brasil e por Bragaglio et al. (2018) na Itália, os quais variaram entre 21,03 e 234,78 m²a / GPV e; 36,63 e 186,08 m²a / GPV, em sistemas mais e menos intensivos, respectivamente. No entanto, se expressos em equivalente peso de carcaça quente (CWE), os valores de uso da terra dos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal (178,6; 175,88; 317,68 e 296,54 m²a / CWE, respectivamente) são maiores que os obtidos por Huerta et al. (2016), no México (112,22 e 274,3 m²a / CWE, respectivamente). Isso se deve ao fato de que, mesmo os sistemas considerados menos intensivos por estes autores, incluem períodos de confinamento e com produção intensiva de forragens e grãos.

Autores como Arsenault et. al. (2009), ao compararem 11 modalidades de impacto de sistemas de produção em pastagens e em confinamento, característicos da Nova Scotia (Canadá), verificaram que o impacto dos sistemas pastoris foi maior somente nesta categoria. De forma similar, ao analisar os resultados obtidos no presente trabalho nas 14 categorias que apresentaram resultados significativos após normalização (fig. 4), verifica-se que os impactos do sistema típico do Bioma Pampa, quando comparados com os dos demais sistemas, foi maior somente nessa categoria. Neste caso, apesar de todos os sistemas estudados serem baseados no uso de pastagens, diferenças de grau de intensificação se mantêm como fatores determinantes na diferenciação dos sistemas produtivos.

4.3 Depleção de recursos

No que se refere à depleção das águas, analisando sistemas de produção de carne da Austrália, Ridoutt et. al. (2012) encontraram grande variação no consumo de água (entre 3,3 a 221 l / kg GPV), enquanto Dick et al. (2015a), obtiveram valores mais próximos (94,9 e 217 l / kg GPV), similares aos do presente trabalho (198,99; 170,56; 180,86 e 224,43 l / kg GPV). Em contrapartida, Bragaglio et al. (2018) ao estudar sistemas produtivos mais intensivos com alto fornecimento de alimentos

concentrados, confinamento e irrigação de lavouras e pastagens, obteve resultados entre 2550 e 3490 l / kg GPV. Em um estudo comparativo, Gerbens-Leenes et al. (2013) verificaram que, em sistemas de produção de carne, a alimentação dos animais é o fator dominante na depleção de águas, sendo a pegada hídrica da produção de concentrados cinco vezes maior que a de volumosos. Nos sistemas avaliados neste trabalho, tais pegadas não ocorrem por se tratar de produções baseadas no uso de pastagens em pastejo direto, onde a quase totalidade da água utilizada é destinada ao consumo dos animais.

Analisando os valores de depleção de minerais obtidos nos sistemas Amazônia, Cerrado e Pantanal observa-se que os mesmos são, respectivamente, 3,88; 4,97 e 3,69 vezes maiores que o do Pampa. Essas diferenças se devem a contribuição negativa da fixação biológica de nutrientes por leguminosas para o balanço de minerais nas pastagens e à ressemeadura natural de gramíneas e leguminosas (computadas como emissões evitadas), que ocorrem no mesmo. Os resultados obtidos por Dick et al. (2015a) (0.0536 e 0.0005 kg Fe eq. / GPV) para os sistemas de produção de carne do Sul do Brasil, reiteram a ordem de valores aqui propostos.

Com relação à depleção de fósseis, o uso de insumos, principalmente, de fertilizantes nitrogenados, reflete em grande parte os maiores valores encontrados em sistemas como o Cerrado, onde maiores níveis de tecnificação fazem com que as pastagens colaborarem com a maior parte (82,78%) do impacto total. De maneira similar ao que ocorreu na depleção de minerais, o sistema Pampa se mostrou mitigador de impactos nessa categoria, devido à fixação de N em detrimento da utilização de fertilizantes nitrogenados. Este contraste reflete as diferenças observadas por Huerta et al. (2016), ao verificar que sistemas mais extensivos apresentavam um impacto relativo, da depleção de fósseis, de cerca de 43% em comparação com sistemas intensivos.

4.4 Acidificação terrestre e eutrofização de água doce e marinha

Os potenciais de acidificação terrestre dos sistemas Amazônia, Cerrado e Pantanal apresentam similaridade, tanto em números absolutos (5,28; 6,62 5,72 g SO₂ eq. / kg GPV, respectivamente), quanto em relação às contribuições das diferentes

atividades e processos (62,78%, 71,75% e 60,50% são devidos às pastagens e 22,73%, 17,22% e 29,89% são oriundos das dejeções dos animais, respectivamente). Estes resultados divergem dos obtidos por Ogino et al. (2016) que verificaram que o manejo de dejetos representou 84% e 93% da acidificação total de sistemas mais e menos intensivos, respectivamente. Entretanto, se analisarmos em números absolutos, dos 61,8 e 47,4 g SO₂ eq. / kg GPV obtidos por Ogino et al. (2016) nos sistemas intensivos e extensivos, 9,89 e 3,32 g SO₂ eq. / kg GPV, respectivamente, são oriundos das demais atividades, representando valores mais próximos dos obtidos no presente estudo. Em um estudo mais recente, Bragaglio et al. (2018), evidenciaram a contribuição do fornecimento de alimentos concentrados, como outra fonte importante (53%) de acidificação, além do manejo de dejetos (42%), contribuições estas pouco ou menos relevantes nos sistemas pastoris brasileiros. Com relação ao sistema Pampa, o potencial de acidificação foi 5-6 vezes menor que nos demais biomas devido à contribuição negativa das pastagens, onde, assim como nos indicadores de depleção de minerais e fósseis, a fixação biológica de nutrientes pelas leguminosas e o cômputo da ressemeadura natural como emissões evitadas compensaram as emissões das demais atividades.

Os valores de eutrofização de água doce observados (2,8; 2,43; 2,86 e 3,44 g P eq. / kg GPV, respectivamente, nos sistemas de produção Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal) foram 3-4 vezes mais baixos que os obtidos por Ogino et al. (2016) na Tailândia (11,1 e 9,9 g P eq. / kg GPV, respectivamente em sistemas mais e menos intensivos). Esses mesmos autores descrevem um alto grau de lixiviação do nitrogênio e perdas de nutrientes pelos dejetos como as principais causas de eutrofização das águas. A alta contribuição das pastagens nos quatro sistemas por nós estudados (98%) corrobora essas afirmações. Tendência similar foi observada na determinação da eutrofização de água marinha (99% das emissões dos quatro sistemas devidas às pastagens), diferentemente do verificado por Huerta et al. (2016), onde o manejo dos dejetos contribuiu com 81,6% e 65,4% das emissões, respectivamente, nos sistemas intensivo e extensivo. Como todos os sistemas avaliados são baseados no uso de pastagens, a produção de M.S. / ha / ano e a produção total de carne se tornaram determinantes na determinação dos potenciais de eutrofização. Cabe ressaltar que potenciais de impacto em ambiente marinho devem ser tomados com precaução, visto que a análise não considera a continentalidade dos biomas avaliados, nem o fato que a quase totalidade das áreas de maior concentração da atividade pecuária (vide figura

2) se situa a grandes distâncias dos oceanos. Nesta situação, tendo as águas que percorrer grandes distâncias para alcançar ambientes marinhos, a deposição de substâncias ao longo do percurso tem uma conseqüente interferência no cômputo total das emissões.

4.5 Ecotoxicidade terrestre, de água doce, marinha e humana

Valores negativos dos potenciais de ecotoxicidade terrestre e de toxicidade humana verificados nos quatro sistemas avaliados (-0,00526, -0,00403, -0,00624 e -0,00731 kg 1,4-DB eq. / kg GPV e -1,24, -0,86, -1,57 e -1,67 kg 1,4-DB eq / kg GPV, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal) se devem ao balanço negativo de minerais potencialmente tóxicos, que ocorre devido à utilização pelas plantas de substâncias presentes no solo associada à baixa utilização de insumos. Tais fundamentos também condicionam os potenciais de ecotoxicidade de água doce e marinha, uma vez que menores valores foram observados no sistema Pampa, onde as pastagens atuam como sumidouros dos impactos gerados pelas demais atividades e processos. Estas constatações corroboram as observações de Huerta et al. (2016), os quais demonstraram que sistemas altamente mecanizados, que requerem energia elétrica e alta demanda por grãos para alimentação dos animais, possuem um impacto significativamente maior em termos de ecotoxicidade terrestre, de água doce e marinha e toxicidade humana.

4.6 Formação de oxidantes fotoquímicos e de material particulado

A análise da contribuição relativa das pastagens (34,75%; 43,08%; 8,6% e 23,77%, respectivamente, nos sistemas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal) para o potencial de formação de oxidantes fotoquímicos, evidencia uma influência preponderante da utilização de insumos na definição dos valores obtidos. Nesse sentido, comparando sistemas mais ou menos intensivos, Huerta et al. (2016) demonstraram uma alta relação entre as emissões de compostos orgânicos não-metano voláteis (NMVOC) e o grau de intensificação. Oriundas de perdas por evaporação (Hjelgaard, 2018), estas emissões são relacionadas, segundo a Agência Ambiental Europeia (EEA, 2010), sobretudo, ao manejo de dejetos, às queimadas de

campos e à aplicação de fertilizantes. Neste sentido, a deposição direta de dejetos nas pastagens, a ocorrência esporádica de queimadas e a baixa utilização de fertilizantes que caracterizam os sistemas brasileiros de produção de carne, tendem a atenuar os impactos desta categoria. Por sua vez, a análise das contribuições dos animais (60,93% e 52,49% na Amazônia e no Cerrado e 88,56% e 73,44% no Pampa e no Pantanal, respectivamente), evidencia uma maior participação relativa dos mesmos sobre as emissões totais de NMVOC, devido a emissões de NO_x (EEA, 2010), em sistemas menos tecnificados.

Analisando a formação de material particulado, verifica-se que as emissões do sistema Pampa correspondem à 18,5%; 14,22% e 18,03% das emissões dos sistemas Amazônia, Cerrado e Pantanal, respectivamente. Essa informação corrobora as informações do MMA (2018c) que descreve as principais fontes de material particulado no setor agropecuário como sendo a queima de combustíveis fósseis e de biomassa vegetal e as emissões de amônia. Disso depreende-se que sistemas produtivos caracterizados por menores utilizações de insumos tendem a apresentar menores impactos ambientais nesta categoria.

4.7 Ocupação de terras urbanas, transformação de áreas de vegetação natural, depleção de ozônio, radiação ionizante

A obtenção de valores não significativos após normalização, tomando-se por base as demais atividades humanas, para as categorias ocupação de terras urbanas, transformação de áreas de vegetação natural, depleção de ozônio e radiação ionizante indica a inexpressividade de seus potenciais de impacto ambiental nos sistemas objeto do presente trabalho. Nas categorias ocupação de terras agrícolas, à depleção de ozônio, à radiação ionizante, isso se deve à natureza da totalidade das atividades e processos envolvidos nos sistemas avaliados. Por sua vez, os valores de transformação de áreas de vegetação natural foram decorrentes da adoção do padrão IPCC de cômputo dos impactos ambientais, onde foram consideradas somente as mudanças de uso da terra realizadas em função da produção de carne nos últimos 20 anos. Expressos em m² / kg GPV esses valores se tornam diminutos.

Mesmo assim, em termos numéricos, o sistema Cerrado apresentou os maiores impactos enquanto que foram atribuídos ao Pampa os menores valores nas quatro categorias de impacto. Esses resultados correspondem ao maior uso de insumos no

caso do Cerrado, expressando mais uma vez a relação existente entre impactos ambientais e estratégias utilizadas para potencializar os resultados produtivos.

5 Conclusões

Nas condições de realização do presente trabalho concluiu-se que: (a) o sistema Amazônia apresentou valores intermediários em todos os indicadores avaliados; (b) o sistema produtivo do Cerrado apresentou maiores valores de acidificação terrestre, depleção metais e combustíveis fósseis, ecotoxicidade de água doce e marinha e formação de material particulado; (c) o sistema Pampa apresentou os maiores impactos nas categorias ocupação de terras agrícolas; (d) o sistema Pantanal foi mais impactante nas categorias mudanças climáticas, depleção de água, eutrofização de água doce e marinha, e formação de oxidantes fotoquímicos. Em todos os biomas os sistemas produtivos descritos apresentaram valores negativos quanto a toxicidade humana e ecotoxicidade terrestre.

Os valores de ocupação de áreas urbanas, depleção de ozônio, transformação de áreas de vegetação natural e radiação ionizante, após normalização, em relação às demais atividades humanas, foram não significativos.

Em relação à composição dos sistemas, as emissões dos animais contribuíram mais significativamente nos indicadores de mudanças climáticas e de formação de oxidantes fotoquímicos. Para as demais categorias, o uso de insumos para a melhoria das pastagens e para o fornecimento de água e suplementação aos animais, se mostrou o fator principal na diferenciação dos sistemas.

A análise comparativa entre os sistemas avaliados e os sistemas de produção típicos de outros países produtores de carne, reforça o preconizado por diversos estudos quanto o efeito conservativo que a produção animal em pastagens exerce sobre o meio ambiente, corroborando com as premissas da intensificação sustentável. Estas diferenças e aparentes dualidades reiteram a importância da análise dos sistemas como um todo uma vez que a abordagem de diversas categorias de impacto minimiza possíveis erros de interpretação.

Ao nosso conhecimento, este trabalho representa a primeira análise de ciclo de vida dos sistemas produtivos de carne típicos dos biomas brasileiros, onde a atividade pecuária apresenta maior relevância, considerando a totalidade da vida produtiva dos

animais e as principais categorias de impacto ambiental, reconhecidas internacionalmente. As características intrínsecas de cada ecossistema, bem como os impactos ambientais dos sistemas produtivos devem ser considerados a nível local, a fim de se garantir a sua continuidade e, com isso, garantir novas oportunidades de agregação de valor, de melhorias na qualidade de vida e na conservação de áreas sensíveis, encontradas em diferentes ambientes que compõem a diversidade da produção pecuária brasileira.

Referências

- Abreu, U.G.P., Neto, I.A., Nogueira, E., Oliveira, L.O.F. 2013. Desmame precoce como ferramenta para intensificação da produção de bezerros no Bioma Pantanal. II SIMBOV – II Simpósio Mato-grossense de Bovinocultura de Corte.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves J.L.M., Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6) p.711–728. DOI 10.1127/0941-2948/2013/0507 (access in 03 abr. 2018).
- Arsenault, N., Tyedmers, P. and Fredeen, A., 2009. 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*, 7(1): 19-41.
- Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T., 2011. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. *Journal of Cleaner Production*, 19(13): 1494-1505.
- Blanco, C., Sosinski, E., Santos, B., Abreu da Silva, M., Pillar, V.P., 2007. On the overlap between effect and response plant functional types linked to grazing. *Community Ecology*, 8(1): 57-65.
- BRASIL. 2014a. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Setores da economia: Agronegócio. Portal Brasil. In: <<http://www.brasil.gov.br/sobre/economia/setores-da-economia/agronegocio>> (access in: 04 sep. 2014).
- BRASIL. 2014b. Ministério do Meio Ambiente. Conservação e Uso Sustentável. In: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado/conservacao-e-uso-sustentavel>> (access in: 02 sep. 2014).
- Buainain, A.M., Batalha, M. O. (coord.). 2007. Cadeia produtiva da carne bovina. v.8. Série Agronegócios. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola. IICA: MAPA/SPA. 86p. In: <repiica.iica.int/docs/B0585p.pdf> (access in: 28 apr. 2018).
- Beauchemin, K.A., Janzen, H.H., Little, S.M., McAllister, T.A., McGinn, S.M., 2010. Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: a case study. *Agric. Syst.* 103 (6), 371-379.
- Bragaglio A., Napolitano, F., Pacelli C., Pirlo, G., Sabia, E., Serrapica, F., Serrapica, M., Braghieri, A. 2018. Environmental impacts of Italian beef production: A comparison between different systems. *Journal of Cleaner Production* 172: 4033-4043.-
- Cardoso, E.L. 2012. Gado de corte no Pantanal: o produtor pergunta, a Embrapa responde. 2. ed. rev. atual. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2012. 272 p.
- Cederberg, C., Meyer, D., Flysjö, A., 2009. Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK-report. SIK e Institutet för livsmedel och bioteknik.

- CEPEA, 2018. BR agribusiness GDP from 1996 to 2018. Center for advanced studies on applied economics. In: <https://www.cepea.esalq.usp.br/en/brazilian-agribusiness-gdp.aspx>. (access in 25 jul. 2018)
- Cerri, C.C., Moreira, C.S., Alves, P.A., Raucci, G.S., de Almeida Castigioni, B., Mello, F.F., Cerri, D.G., Cerri, C.E.P. 2016. Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. *Journal of cleaner production*. 112: 2593-2600.
- Connolly, A.J., Connolly, K.P., Lyons, M. 2012. A Seismic Change: Land Control in Africa. Is This a Wake-Up Call for Agribusiness? *International Food and Agribusiness Management Review*, 15: 171-177.
- Corrêa, E.S., Costa, F.P., Melo Filho, I.M., Pereira, M.A., Costa, N.A., Silveira Filho, A., Teixeira Neto, J.F. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado do Pará – região de Paragominas. *Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico*, 96, Campo Grande.
- Corrêa, E.S., Costa, F.P., de Melo Filho, G.A., PEREIRA, M.D.A. 2006. Sistemas de produção melhorados para gado de corte em Mato Grosso do Sul. *Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico* 102 (INFOTECA-E).
- Costa, F.P., Melo Filho, G.A., Corrêa, E.S., Cezar, I., Pereira, M.D.A., Collares, R.S., Salomoni, E. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado do Rio Grande do Sul - Região da Campanha. *Embrapa Pecuária Sul. Comunicado Técnico* 95 (INFOTECA-E).
- Costa, F.P., Corrêa, E.S., Cardoso, E.E., Oliveira, S.J.M., Silva, F.G., Brito, L.G., Salman, A.K.D., Figueiró, M.R., Pereira, R.G.A. 2009. Produção de gado de corte no Estado de Rondônia: uma proposta de sistema melhorado. *Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico* 112 (INFOTECA-E).
- Dias-Filho, M.B., Andrade, C.M.S. 2006. *Pastagens no Trópico Úmido*. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 31 p.
- Dias-Filho, M.B. 2016. *Uso de Pastagens para a Produção de Bovinos de Corte no Brasil: Passado, Presente e Futuro*. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 42 p.
- Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015b. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil - Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 87: 58-67.
- Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015c. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*. 96: 426-434.
- Dollé, J.B., Agabriel, J., Peyraud, J. L., Faverdin, P., Manneville, V., Raison, C., Gac, A., Le Gall, A., 2011. Les gaz à effet de serre en élevage bovin: évaluation et leviers d'action. *Productions Animales*, 24(5): 415.
- EEA. 2010. Non-methane volatile organic compounds (NMVOC) emissions. European Environment Agency. In: www.eea.europa.eu (access in: 30 sep. 2018).
- Euclides, V.P.B., Macedo, M.C.M., Valle, C.B., Barbosa, R.A., Gonçalves, W.V. 2009. Produção de forragem e características da estrutura do dossel de cultivares de

- Brachiaria brizantha sob pastejo. Pesquisa Agropecuária Brasileira. 43(12): 1805-1812.
- Elferink, E.V., Nonhebel, S., 2007. Variations in land requirements for meat production. *Journal of Cleaner Production*, 15(18): 1778-1786.
- Figueiredo, E.B., Jayasundara, S., Oliveira Bordonal, R., Berchielli, T.T., Reis, R.A., Wagner-Riddle, C., La Scala Jr, N. 2017. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. *Journal of Cleaner Production*. 142: 420-431.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van Dorland, R., 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, et al. (Eds.), *Climate Change 2007: the physical science basis. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Frischknecht, R., Tuchschnid, M., Faist Emmenegger, M., Bauer, C., Dones, R., 2007. Strommix und Stromnetz. In. *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den EUnbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz* (ed. Dones R.). ecoinvent report No. 6 data v2.0. Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH.
- Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P.K., Toulmin, C., Vermeulen, S.J., Godfray, H.C.J., 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Sci*. 341: 33-34.
- Gerbens-Leenes, P.W., Mekonnen, M.M., Hoekstra, A.Y., 2013. The water footprint of poultry, pork and beef: A comparative study in different countries and production systems. *Water Res. Ind.* 1-2: 25-36.
- Girardi, E.P., Rosseto, O.C. 2011. Análise da pecuária no pantanal mato-grossense. *Revista Geográfica da América Central*. Número especial EGAL, Costa Rica: p.1-16.
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. VROM–Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Goedkoop, M., Schryver, A.D., Oele, M., Durksz, S. and de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Pré Consultants.
- Gonzalez, H.L., Velho, I.M.P.H., Abreu da Silva, M., Medeiros, R.B., Paim, N.R., Nörnberg, J.L., 2009. Milk quality of Jersey cows kept on winter pasture supplemented or not with concentrate. *Brazilian Journal of Animal Science*, 38(10): 1983-1988.
- Hjelgaard, K.H. 2018. Non-methane volatile organic compounds. Department of environmental science, Aarhus University. In: <www.envs.au.dk> (access in: 29 sep. 2018).

- Huerta, A.R., Güereca, L.P., Lozano, M.S.R. 2016. Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 109: 44–53.
- IBGE, 2004. Mapa de biomas e de vegetação. In: <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. (access in 20 abr. 2018).
- IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Emissions from Livestock and Manure Management, 89p.
- IPCC, 2006b. 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, 54p.
- ISO14040, 2006. 14040 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. London: International Organization for Standardization.
- ISO14044, 2006. 14044: Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. International Organization for Standardization.
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Gnansounou, E., Kljun, N., Schleiss, K., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J. 2007. Life cycle inventories of bioenergy. ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for LCI, Dübendorf, CH.
- Kichel, A.N., Costa, J.A.A., Verzignassi, J.R. and Queiroz, H.P., 2011. Diagnóstico para o planejamento da propriedade. *Embrapa Gado de Corte*, 182.
- Krolow, R.H., Abreu da Silva, M., Paim, N.R., Medeiros, R.B., Gonzalez, H.L., 2012. Milk composition of Holstein cows grazing ryegrass with the use of white clover as a protein source. *Brazilian Journal of Veterinary and Animal Science*, 64(5): 1352-1359.
- Lalman, D., Doye, D., 2005. *Beef Cattle Manual*. Oklahoma State University.
- Lima, A.L., Pessoa, M., Ligo, M.A.V., 2002. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: Relatórios de referência-Emissões de metano da pecuária. Brasília: IBGE-EMBRAPA-MCT.
- Lourenço Junior, J.B., Garcia, A.R. Produção animal no bioma amazônico: atualidades e perspectivas. *Anais Simpósios 43ª Reunião Anual da SBZ*. João Pessoa, 2006.
- Maraschin, G.E. 2001. Production potential of South America grasslands. *Proceedings of the XIX International Grassland Congress: Grassland Ecosystems: an outlook into the 21st century*, 5-15.
- Mc Geough, E.J., Little, S. M., Janzen, H. H., McAllister, T. A., McGinn, S. M., Beauchemin, K. A., 2012. Life-cycle assessment of greenhouse gas emissions from dairy production in Eastern Canada: A case study. *Journal of Dairy Science*, 95(9): 5164-5175.
- Melo Filho, G.A., et al. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado de Rondônia. *Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico*, 92, Campo Grande.

- MMA, 2018a. Biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente. In: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>. (access in 05 mai. 2018).
- MMA, 2018b. Biomas. Ministério do Meio Ambiente. In: <http://www.mma.gov.br/biomas>. (access in 01 abr. 2018).
- MMA. 2018c. Poluentes atmosféricos: material particulado. In: <www.gov.br/cidades-sustentaveis/qualidade-do-ar/poluente-atmosfericos> (access in: 30 sep. 2018).
- Muñoz, I., Rigarlsford, G., Canals, L.M., King, H., 2013. Accounting for greenhouse gas emissions from the degradation of chemicals in the environment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 252-262.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 43(24): 853-858.
- Nemecek, T., Kägi, T. 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH.
- NRC, 2000. Nutrient Requirements of Beef Cattle E-974. Department of Animal Science, Oklahoma.
- Nunes, I.J., 1998. Nutrição animal básica. 2 ed. Belo Horizonte. FCP-MVZ ED.
- Ogino, A., Sommart, K., Subepang, S., Mitsumori, M., Hayashi, M., Yamashita, T., Tanaka, Y. 2016. Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 112: 22-31.
- Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., Hirooka, H., 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow e calf system by the life cycle assessment method. *Anim.Sci. J.* 78(4), 424-432.
- Pareira, M.A., Costa, F.P., Malafaia, G.C., Cardoso, E.E., Vieira, J.B.J. 2014. Custo de produção de gado de corte em Mato Grosso do Sul parte I: nível tecnológico baixo. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico 127.
- Pedroso, C.E.S., Medeiros, R.B., Abreu da Silva, M., Jornada, J.B.J., Saibro, J.C., Teixeira, J.R.F., 2004. Sheep Behavior at the Pregnancy and at the Lactation Grazing on Different Phenological Stages of Annual Ryegrass. *Brazilian Journal of Animal Science*, 33(3): 1340-1344.
- Pillar, V.P., Tornquist, C.G., Bayer, C. 2012. The Southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. *Brazilian Journal of Biology*, 72: 673-681.
- Rangnekar, D. 2004. The socio-economics of geographical indications. A review of empirical evidence from Europe. Issue Paper nº8. Genève ICTSD/UNCTAD. 53p.
- Ratray, P.V., 2005. Clover management, research, development and extension in the New Zealand pastoral industries. Commissioned by the Sustainable Farming Fund. 218p.

- Ribeiro e Silva, O. 2018. Brasil no Comércio Mundial Agropecuário. In: <<http://www.brasil.gov.br/noticias/artigos/brasil-no-comercio-mundial-agropecuario>> (access in: 20 aug. 2018).
- Ridoutt, B.G., Sanguansri, P., Freer, M., Harper, G.S., 2012. Water footprint of livestock: comparison of six geographically defined beef production systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(2): 165-175.
- Röös, E., Sundberg, C., Tidaker, P., Strid, I., Hansson, P. 2013. Can carbon footprint serve as an indicator of the environmental impact of meat production? *J. Ecol. Indicators*. 24: 573–581.
- Santos, B.R.C., Abreu da Silva, M., Medeiros, R.B. 2006. Interaction between grazing behavior and functional type dynamics in native grassland in the Central Depression Region of Rio Grande do Sul. *Brazilian Journal of Animal Science*, 35(5): 1897-1906.
- Scholl, J.M., Lobato, J.F.P., Barreto, I.L. 1976. Improvement of pastures by direct seeding into native grass in Southern Brazil with oats and with nitrogen supplied by fertilize or arrow leaf clover. *Turrialba*, 26(2): 144-149.
- Siqueira, O.J.F., Scherer, E. E., Tassinari, G., Anghinoni, I., Patella, J. F., Tedesco, M. J., Milan, P. A., Ernani, P. R., 1987. Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. EMBRAPA-CNPT.
- Siqueira, T.T.S.; Duru, M. 2016. Economics and environmental performance issues of a typical Amazonian beef farm: a case study. *Journal of Cleaner Production*. 112: 2485-2494.
- Stackhouse-Lawson, K.R., Rotz, C.A., Oltjen, J.W., Mitloehner, F.M., 2012. Carbon footprint and ammonia emissions of California beef production systems. *Journal of Animal Science*, 90(12): 4641-4655.
- Teixeira, J.R.F., Abreu da Silva, M., 2007. Typology of beef cattle production systems related to ectoparasitosis frequency. *Brazilian Journal of Animal Science*, 36(6): 2176-2183.
- USDA. 2018. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service. In: <<https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>> (access in: 27 aug. 2018).
- Weiss, F., Leip, A., 2012. Greenhouse gas emissions from the EU livestock sector: a life cycle assessment carried out with the CAPRI model. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 149(0), 124-134.

Capítulo 3

“Um único raio de sol é suficiente para afastar muitas sombras.”

São Francisco de Assis

Potencial de aquecimento global e conservação da biodiversidade na fase de cria de bovinos de corte nos diferentes biomas brasileiros³

Resumo: Os baixos índices zootécnicos, observados na fase de cria de bovinos de corte em várias regiões do Brasil, representam oportunidades de melhoria produtiva, bem como, desafios devido à necessidade de se conciliar produção e mitigação de impactos ambientais em seu sentido amplo. A diversidade entre as regiões ocasiona diferenças significativas entre os sistemas produtivos. Neste contexto, o presente trabalho buscou confrontar intensificação produtiva, emissões de gases de efeito estufa (GEE) e conservação da biodiversidade nos principais biomas pecuários brasileiros (Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal). Os sistemas foram construídos a partir de um rebanho originado de 100 fêmeas, machos reprodutores e suas crias, durante 12 anos, e caracterizados com base nos componentes e nos índices zootécnicos de cada região. Os cálculos das emissões de GEE foram feitos conforme descrito no Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas, sendo conduzidas análises de ciclo de vida, conforme as premissas da ISO14000. A conservação da biodiversidade foi estimada a partir da determinação de escores médios (1=baixa a 5=alta) de quatro indicadores: % de vegetação nativa, % de policulturas e estoque de carbono no solo, estimados sobre a área total das unidades produtivas; e % de espécies da fauna e da flora em risco em cada bioma. As emissões de GEE foram de 7,14; 6,54; 9,10 e; 13,49 kg de CO₂ equivalente * kg de peso vivo⁻¹, respectivamente, nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Os escores médios de conservação da biodiversidade foram de 4,5; 3,5; 3,3 e 4,3, respectivamente, mostrando que sistemas produtivos como a cria de bovinos característica do bioma Pantanal, que apresentam maiores emissões de GEE, podem se destacar em outros aspectos. O confronto de valores de impacto ambiental de categorias como mudanças climáticas e conservação da biodiversidade pode representar novas oportunidades de agregação de valor, melhoria da qualidade de vida e de conservação de áreas sensíveis encontradas em diferentes ambientes que compõem a diversidade da produção pecuária brasileira.

Palavras-chave: ACV, intensificação sustentável, pastagens, pegada de carbono, serviços ecossistêmicos, sistemas de criação

³ Artigo a ser submetido no *Journal of Cleaner Production*.

Global warming potential and biodiversity conservation in the breeding stage of beef cattle in the different Brazilian biomes

Productive improvements in pasture-based livestock systems can generate different opportunities to mitigate environmental impacts, as well as have significant effects on biodiversity conservation due to land use changes. The low productivity observed in the breeding stage in several regions of Brazil can represent opportunities for productive improvement, as well as challenges due to the need to reconcile production and mitigation of environmental impacts in the broad sense. The diversity of regions causes significant differences between production systems. In this context, this work confronted greenhouse gases (GHG) emissions and biodiversity in the main Brazilian livestock biomes (Amazonia, Cerrado, Pampa and Pantanal). The systems were constructed from a herd of 100 female, breeding males and their progeny, during 12 years and were characterized based on the components and zootechnical indexes of each region. The calculations of GHG emissions were made as described in the Intergovernmental Panel on Climate Change and life cycle analyzes were conducted according to ISO14000. Biodiversity conservation was estimated from the determination of mean scores (1 = low to 5 = high) of four indicators: native vegetation (%), polycultures (%) and soil carbon stock, estimated by total area of productive units; and fauna and flora species at risk in each biome (%). GHG emissions were 7.14; 6.54; 9.10 e; 13.49 kg of CO₂ equivalent * kg of live weight⁻¹, respectively, in the Amazon, Cerrado, Pampa and Pantanal biomes. The average biodiversity scores were 4.5; 3.5; 3.3 and 4.3, respectively, showing that production systems such as cattle breeding characteristic of the Pantanal biome, which present higher GHG emissions, can be highlighted in other aspects. The comparison of environmental impact of different categories such as global warming and biodiversity may represent new opportunities for adding value, improving the quality of life and conservation of sensitive areas found in different environments that make up the diversity of Brazilian livestock production.

Keywords: carbon footprint; ecosystem services; husbandry systems; grass feed; LCA; sustainable intensification.

1 Introdução

O Brasil é privilegiado no que se refere às condições necessárias para a produção animal. Clima favorável, solo e tecnologia adequados, mão-de-obra de baixo custo, grande extensão territorial e disponibilidade de água têm resultado, nas últimas décadas, em produções crescentes, com alta qualidade e preços competitivos (Buainain & Batalha, 2007). Por suas proporções continentais, o País apresenta grande diversidade climática e ecológica que caracteriza distintas zonas biogeográficas. Cada um desses ambientes abriga diferentes tipos de vegetação e de fauna componentes de seus seis biomas terrestres: a Amazônia, maior floresta tropical úmida do mundo; o Cerrado, mosaico de savanas tropicais e bosques; o Pampa, campestre e subtropical; o Pantanal, extensa planície inundável; a Caatinga, um misto de formações arbustivas e florestas semiáridas; e a Mata Atlântica, floresta tropical pluvial que se estende de norte a sul do País (MMA 2018a). Além destes, o Brasil possui ainda uma extensa e diversa costa marinha.

O estado de conservação e a continuidade desses ambientes são primordiais para a existência das diferentes espécies, garantia de condições sociais e financeiras para as populações locais e adequado fornecimento de bens e serviços ambientais para o Planeta (TEEB, 2012). O estabelecimento de políticas públicas voltadas para o monitoramento dos ecossistemas e o controle das cadeias produtivas são elencados por Nepstad, et al. (2014) como elementos fundamentais à perpetuação da vida e do potencial produtivo nas diferentes regiões. Isso é particularmente importante na medida em que a maior parte das atividades econômicas nacionais se baseia na introdução de espécies exóticas, como é o caso da produção de bovinos (MMA, 2018a). A atividade agropecuária apresenta destaque nestes diferentes ambientes (IBGE, 2018a), sendo parte importante da economia nacional, com uma participação do agronegócio no PIB de 21,6 %, no ano de 2017, do qual a pecuária representou cerca de 443 bilhões de reais (CEPEA, 2018). Além disso, após séculos de inserção, os bovinos podem ser considerados parte integrante de ecossistemas pastoris brasileiros, uma vez que desempenham importante função moduladora da vegetação (Overbeck et al., 2009).

Grande parte da importância da bovinocultura se deve a sua evolução nos últimos 25 anos, período no qual acréscimos de produtividade resultaram numa redução de em torno de 19,3% da área de pastagens que viabilizou um incremento de 50% da área de culturas anuais, sem diminuição da área de florestas (Dick et al., dados não publicados). Como resultado destas evoluções e sob a influência de características histórico-culturais, fisionômicas e de logística, a Amazônia, o Cerrado, o Pampa e o Pantanal consolidaram-se como os principais biomas pecuários brasileiros.

No entanto, a intensificação produtiva pode ter efeitos marcantes sobre a conservação da biodiversidade. Conforme postulam Pillar et al. (2006), a pecuária pode manter a integridade dos ecossistemas campestres, mas o limiar entre uso sustentável e degradação parece ser tênue. Se por um lado, a introdução de espécies forrageiras cultivadas colabora para a intensificação produtiva e para a mitigação da emissão de gases de efeito estufa (Dick et al., 2015b), por outro lado, a substituição de florestas ou pastos nativos por pastagens cultivadas pode afetar a biodiversidade (Pivello et al., 1999). Mesmo que a redução na biodiversidade possa ocorrer em função do efeito de diversos fatores, como deposição de nitrogênio (N), incrementos da concentração de CO₂ atmosférico ou variações de precipitação e temperatura; mudanças de uso da terra são consideradas, a nível global, como a maior causa potencial de perda de biodiversidade (Sala et al., 2000). Ao contrário, a conservação de áreas de floresta e vegetação nativa, e acréscimos de produção vegetal, com consequente sequestro de carbono, contribuem para a conservação da biodiversidade (DeFries & Rosenzweig, 2010; Phelps et al., 2012) e para a prestação de serviços ambientais (Deal et al., 2012).

Nesse contexto, a possibilidade de integração e correta utilização dos componentes da biodiversidade nas atividades produtivas, coloca o Brasil numa posição de enorme responsabilidade. O País não tem como prática corrente o pagamento por serviços ecossistêmicos, nem conta com o apoio de organismos internacionais para tanto. Sem estímulo a sua realização, a prestação de serviços ambientais tende a ser ignorada por aqueles que tomam decisões de uso da terra (Nelson et al., 2009). Em meio a isso, possui um rebanho bovino que totaliza mais de 218 milhões de cabeças (IBGE, 2016a) e ocupa cerca de 150 milhões de hectares, distribuídos nos diferentes biomas brasileiros (IBGE, 2018b). Nesta diversidade espacial, observam-se diferentes sistemas de produção, que se distinguem,

principalmente, pelo grau de intensificação (Cezar et al. 2005) e pelas fases do ciclo produtivo - cria, recria, engorda e ciclo completo.

Uma vez que na fase de cria se originam os produtos das demais etapas dos sistemas de produção, seus resultados produtivos e impactos ambientais têm papel determinante no desempenho de toda a cadeia produtiva. Apesar disso, em várias regiões, seus índices zootécnicos são baixos, fazendo com que melhorias possam gerar reflexos positivos em espaços de tempo relativamente curtos e com baixo investimento. Assim, dada a relação existente entre produtividade e desempenho ambiental dos sistemas de produção (Garnett et al. 2013), incrementos produtivos nesta fase apresentam caráter estratégico em termos de mitigação de impactos ambientais. Nesse contexto, o presente trabalho buscou confrontar intensificação produtiva, emissões de gases de efeito estufa (GEE) e conservação da biodiversidade em sistemas de cria de bovinos de corte típicos dos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, a fim de dar subsídios para a busca de formas de uso da terra e demais recursos que permitam conciliar incrementos produtivos e melhorias ambientais.

2 Materiais e Métodos

A análise de ciclo de vida (ACV) foi descrita de acordo com as definições das normas ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006), numa abordagem “do berço à porteira”, e envolveu diferentes níveis de organizações, limitando-se, entretanto aos aspectos ambientais, sem considerar questões sociais e econômicas.

2.1 Limites dos sistemas e unidade funcional

A ACV foi realizada de maneira a avaliar o impacto de todos os componentes dos sistemas de produção de bovinos, durante a fase de cria, nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Esses sistemas incluíram: os animais, as diferentes fontes de alimentação, o fornecimento de água e de suplementação, os recursos utilizados para produzir esses componentes (sementes, fertilizantes, minerais, combustíveis, energia, etc.), bem como, o transporte desses diferentes materiais, tanto externa como internamente à unidade produtiva (Fig. 1).

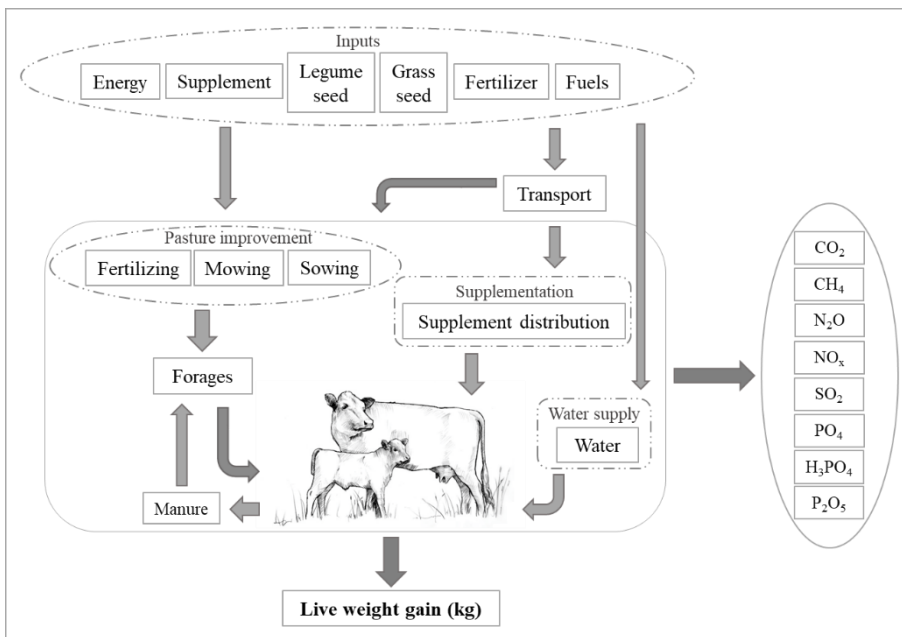


Fig. 1. Limites dos sistemas.

Foram excluídos da análise: os bens de capital (maquinários, construções, etc.); a origem dos animais e seu destino final (transporte e abate); e os medicamentos e defensivos. A unidade funcional adotada foi a produção de 1 kg de peso vivo (PV). Para a análise comparativa com outros estudos, foi assumido um rendimento de carcaça de 50%.

2.2 Descrição dos sistemas

O Brasil é dividido em seis biomas terrestres: Amazônia, Cerrado, Pampa, Pantanal, Caatinga e Mata Atlântica (IBGE, 2004). A atividade pecuária, devido à vocação histórico-cultural e ao rápido avanço da atividade nas últimas décadas, se destaca nos quatro primeiros (Fig. 2). Suas características edafoclimáticas colaboram para a manutenção dessa atividade, uma vez que os climas tropical e subtropical permitem a produção de volumosos em quantidade, com custos relativamente baixos, quando comparados a outras regiões do Planeta.

A Amazônia cobre 49,29 % do território brasileiro. O clima predominante, segundo a classificação climática de Köppen-Geirer é o tropical equatorial úmido (Af e Am) com temperaturas médias $\geq 18^{\circ}\text{C}$ (Alvares et al., 2014). Abriga a maior floresta tropical úmida do Planeta, sobre a qual houve um avanço significativo da fronteira agrícola, entre as décadas de 70 e 90, dando origem ao chamado “arco do

desmatamento” (MMA, 2018b). Fruto de incentivos governamentais, a produção de bovinos e soja constitui elemento determinante dessa expansão (Nepstad et al., 2014).

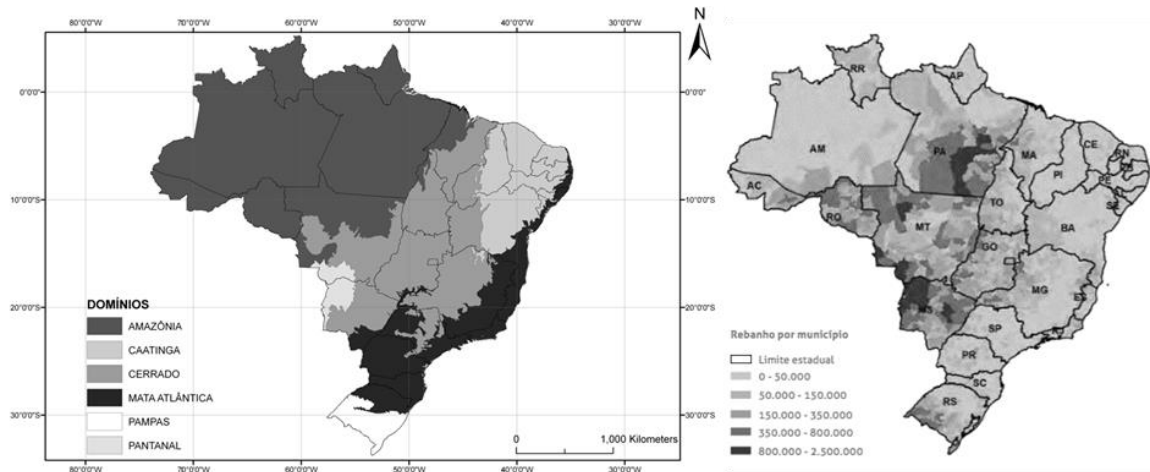


Fig. 2. Caracterização dos biomas.
Fontes: IBGE (2004); IBGE (2016a)

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro, ocupa 23,92% do território nacional e apresenta interações com os demais, com exceção do Bioma Pampa. É reconhecido como a maior savana do mundo e em seu território encontram-se as nascentes das três maiores bacias hidrográficas da América do Sul (MMA, 2018a). O clima tropical com invernos secos (Aw) apresenta duas estações bem definidas ao longo do ano. Abriga o principal polo de expansão da produção agropecuária do País, com redução expressiva da biodiversidade, o que tem sido motivo de alerta quanto à necessidade de manutenção de sua riqueza natural (Myers et al, 2000).

O Pampa está restrito ao Estado do Rio Grande do Sul, ocupa 63% de sua área e 2,07% da superfície territorial brasileira. Esse bioma campestre se estende pelo Uruguai e parte da Argentina, totalizando cerca de 75 milhões de hectares (MMA, 2018b). A vegetação natural se caracteriza pelo predomínio de campos nativos, com matas ciliares e de encosta, formações arbustivas, banhados e afloramentos rochosos. O clima descrito pela classificação de Köppen-Geiger é o Cfa - temperado úmido com verões quentes. A bovinocultura de corte é uma das atividades tradicionais da região e participa da manutenção de suas características fisionômicas (Pillar et al. 2012).

O Pantanal é o menor dos biomas brasileiros, representando 1,76% do território nacional. O clima (Aw) é semelhante ao do Cerrado, com invernos secos e verões chuvosos. Apresenta uma planície de inundação periódica que ocupa a quase

totalidade de sua extensão e dá origem às peculiaridades de seus sistemas de produção, onde ocorre a movimentação dos rebanhos na época de cheias dos rios para regiões mais elevadas e seu retorno às áreas baixas, nos períodos de estiagens. A pecuária, assim como no Bioma Pampa é a atividade econômica mais importante, havendo registros de sua ocorrência há cerca de 300 anos (Girardi & Rosseto, 2011).

A descrição dos sistemas de produção típicos de cada bioma foi baseada em referências bibliográficas, com ênfase em dados locais (Tabelas 1, 2 e 3).

Tabela 1 – Principais parâmetros utilizados para a descrição dos rebanhos bovinos nos sistemas de produção dos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Descrição	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Estrutura dos rebanhos				
Natalidade (%) ^{1, 2, 4, 10}	70	65	55	50
Taxa de mortalidade (%) ^{1, 4, 10}	5	6	5	20
Taxa de desmame (%) ^{1, 2, 4, 10}	66	62	52	40
Peso médio desmame (kg) – machos ^{1, 2, 4, 10}	170	170	160	150
Peso médio desmame (kg) – fêmeas ^{1, 2, 4, 10}	155	155	145	135
Taxa de mortalidade pós desmame (%) ^{1, 3, 4, 10}	4	4	2	5
Idade à desmama (meses) ^{1, 4}	8	8	7	10
Idade à primeira cria (meses) ^{1, 2, 4, 10}	36	36	45	48
Taxa média de descarte (%) ^{2, 3, 4, 10}	15	15	20	20
Nº reprodutores (% das fêmeas) ^{1, 2, 4, 10}	3	3	4	8
Produtividade machos (kg GPV/ha/dia) ^{3, 5, 9}	0,34	0,29	0,30	0,25
Produtividade fêmeas (kg GPV/ha/dia) ^{3, 5, 9}	0,25	0,21	0,25	0,19
Relação machos e fêmeas da progênie	1:1	1:1	1:1	1:1
Produção de leite (l / animal / dia) ⁸	2,2	2,2	1,1	1,1
Teor de gordura no leite (%) ⁸	4,7	4,7	4,7	4,7
Peso dos touros (kg) ^{6, 8}	600	600	600	600
Peso das vacas de cria (kg) ^{6, 8}	350	360	380	345
Consumo de matéria-seca (kg) ¹²	8,4	9,0	8,5	9,0
Consumo de água (litros) ¹¹	50	50	50	50
Consumo de sal comum (g) ⁷	50	50	50	50
Consumo de sal mineral (g) ⁷	100	100	100	100
Consumo de sal proteinado (g) ⁷	150	150	150	150
Manejo / deposição dos dejetos	pastagem	pastagem	pastagem	pastagem

GPV = ganho de peso vivo.

¹Abreu et al. (2013); ²Correa et al. (2005); ³Correa et al. (2006); ⁴Costa et al. (2005); ⁵Costa et al. (2009); ⁶Kichel et al. (2011); ⁷Lalman & Doye (2005); ⁸Lima et al. (2002); ⁹Lourenço Junior & Garcia (2006); ¹⁰Melo Filho et al. (2005); ¹¹Nunes (1998); ¹²NRC (2000).

A participação das diferentes categorias animais nos sistemas de produção foi estimada por simulação das evoluções de rebanho (Fig. 3), conforme recomendação do Painel Internacional sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006a). Os sistemas produtivos foram constituídos com base em um rebanho de 100 fêmeas, os machos

reprodutores e sua progênie, durante 12 anos, iniciando no desmame dos animais formadores do plantel (seis meses) e terminando no desmame dos animais de reposição.

Tabela 2 – Principais parâmetros utilizados para a descrição das pastagens nos sistemas de produção dos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Pastagem	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Composição				
Tipo predominante ^{1, 5, 16, 19}	Pastagem braquiárias	Pastagem braquiárias	Pastagem nativa	Pastagem nativa
Estado de conservação / tipo (%) ^{4, 5}				
- pastagens degradadas ou nativas	60	50	80	90
- pastagens em processo de degradação	20	30	-	-
- pastagens melhoradas	20	20	20	10
Melhoramento de pastagens nativas (espécies utilizadas) ^{5, 7, 8, 14}	-	-	Gramíneas / leguminosas de inverno	Braquiárias
Parâmetros de qualidade				
Digestibilidade (% MS) ¹⁰	54	55	54	47
Fator Ym (% GE ingerida) ⁸	6,8	6,5	6,8	7,2
Proteína Bruta ¹⁰	13	14	13	12
Eficiência de utilização da forragem (%) ¹¹	60	60	55	45
Produção (kg MS/ha/a) ^{2, 6, 11, 17}	8000	7850	4700	3750
Implementação				
Fertiliz. fosfo-potássica (kg P ₂ O ₅ e K ₂ O/ha/2a) ¹⁸	24	70	46	-
Fertilização nitrogenada (kg N / ha / 2a) ¹⁸	15	35	-	-
Calagem (ton. / ha / 6a) ¹⁸	0,6	1,4	0,4	-
Roçadas / a ^{3, 12, 13}	0,5	0,24	0,2	-
Semeadura gram. estivais (kg / ha / 5a) ²⁰	4,5	5,25	-	-
Semeadura gram. hibernais (kg / ha / 2a) ²⁰	-	-	5	-
Semeadura legum. estivais (kg / ha / 5a) ²⁰	1,5	-	-	-
Semeadura legum. hibernais (kg / ha / 2a) ²⁰	-	-	2	-
Plantio direto (kg / ha / 20a) ^{3, 12, 13}	36	30	-	-
Ressemeadura natural gram. (kg / ha / 2a) ²⁰	4,5	5,25	5	-
Ressem. natural legum. (kg / ha / 2a) ²⁰	1,5	-	2	-
Fixação de nitrogênio (kg / ha / a) ¹⁵	15	-	-	-
Renovação por gradagem / 10a ^{3, 12, 13}	0,6	1,35	-	-

MS = matéria-seca; GE = energia bruta; a = ano.

¹Blanco et al. (2007); ²Cardoso (2012); ³Correa et al. (2005); ⁴Dias-Filho (2016); ⁵Dias-Filho & Andrade (2006); ⁶Euclides et al. (2009); ⁷Gonzalez et al. (2009); ⁸IPCC (2006a); ⁹Krolow et al.(2012); ¹⁰Lima et al. (2002); ¹¹Maraschin (2001); ¹²Melo Filho et al. (2005); ¹³Pareira et al. (2014); ¹⁴Pedroso et al. (2004); ¹⁵Ratray (2005); ¹⁶Santos et al. (2006); ¹⁷Scholl et al. (1976); ¹⁸Siqueira et al. (1987); ¹⁹Teixeira & Abreu da Silva (2007); ²⁰Expert opinion.

Tabela 3 – Principais parâmetros utilizados para a descrição dos diferentes estados de conservação / tipos de pastagens nos sistemas de produção dos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Pastagem	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Pastagens degradadas / pastagem nativa (%)				
Produção (kg MS / ha / a) ^{1, 5, 6}	5.000	4.000	3.000	3.500
Roçadas / a ^{2, 7, 8}	0,5	0,1	-	-
Plantio direto (kg / ha / 20a) ^{2, 7, 8}	30	30	-	-
Renovação por gradagem / 10a ^{2, 7, 8}	-	1	-	-
Pastagens em processo de degradação (%)				
Produção (kg MS / ha / a) ^{1, 5, 6}	10.000	9.500	-	-
Fertiliz. fosfo-potássica (kg P ₂ O ₅ e K ₂ O / ha / 2a) ¹¹	40	100	-	-
Fertilização nitrogenada (kg N / ha / 2a) ¹¹	25	50	-	-
Calagem (ton. / ha / 6a) ¹¹	1	2	-	-
Roçadas / a ^{2, 7, 8}	0,5	0,3	-	-
Semeadura gramíneas estivais (kg / ha / 5a) ¹²	7,5	7,5	-	-
Semeadura leguminosas estivais (kg / ha / 5a) ¹²	2,5	-	-	-
Plantio direto / 20a ^{2, 7, 8}	40	30	-	-
Ressemeadura natural gram. estivais (kg / ha / 2a) ¹²	7,5	7,5	-	-
Ressemeadura natural legum. estiv. (kg / ha / 2a) ¹²	2,5	-	-	-
Fixação de nitrogênio (kg / ha / a) ⁹	25	-	-	-
Renovação por gradagem / 10a ^{2, 7, 8}	1	1,5	-	-
Pastagens melhoradas				
Produção (kg MS / ha / a) ^{1, 5, 6, 10}	15.000	15.000	11.500	6.000
Fertilização fosfo-potássica (kg P ₂ O ₅ e K ₂ O /ha/2a) ¹¹	80	200	230	-
Fertilização nitrogenada (kg N / ha / 2a) ¹¹	50	100	-	-
Calagem (ton / ha / 6a) ¹¹	2	4	2	-
Roçadas / a ^{2, 7, 8}	0,5	1	1	1
Semeadura gramíneas estivais (kg / ha / 5a) ¹²	15	15	-	-
Semeadura gramíneas hibernais (kg / ha / 2a) ¹²	-	-	25	-
Semeadura leguminosas estivais (kg / ha / 5a) ¹²	5	-	-	-
Semeadura leguminosas hibernais (kg / ha / 2a) ¹²	-	-	10	-
Plantio direto / 20a ^{2, 7, 8}	50	30	-	100
Ressemeadura natural gram. estiv. (kg / ha / 2a) ¹²	15	15	-	15
Ressemeadura natural gram. hib. (kg / ha / 2a) ¹²	-	-	25	-
Ressemeadura natural legum. estiv. (kg / ha / 2a) ¹²	5	-	-	-
Ressemeadura natural leg. hibernais (kg / ha / 2a) ¹²	-	-	10	-
Fixação de nitrogênio (kg / ha / a) ⁹	50	-	100	-
Renovação por gradagem / 10a ^{2, 7, 8}	2	2	-	-

¹Cardoso (2012); ²Correa et al. (2005); ³Dias-Filho (2016); ⁴Dias-Filho & Andrade (2006); ⁵Euclides et al. (2009); ⁶Maraschin (2001); ⁷Melo Filho et al. (2005); ⁸Pareira et al. (2014); ⁹Ratray (2005); ¹⁰Scholl et al. (1976); ¹¹Siqueira et al. (1987); ¹²Expert opinion.

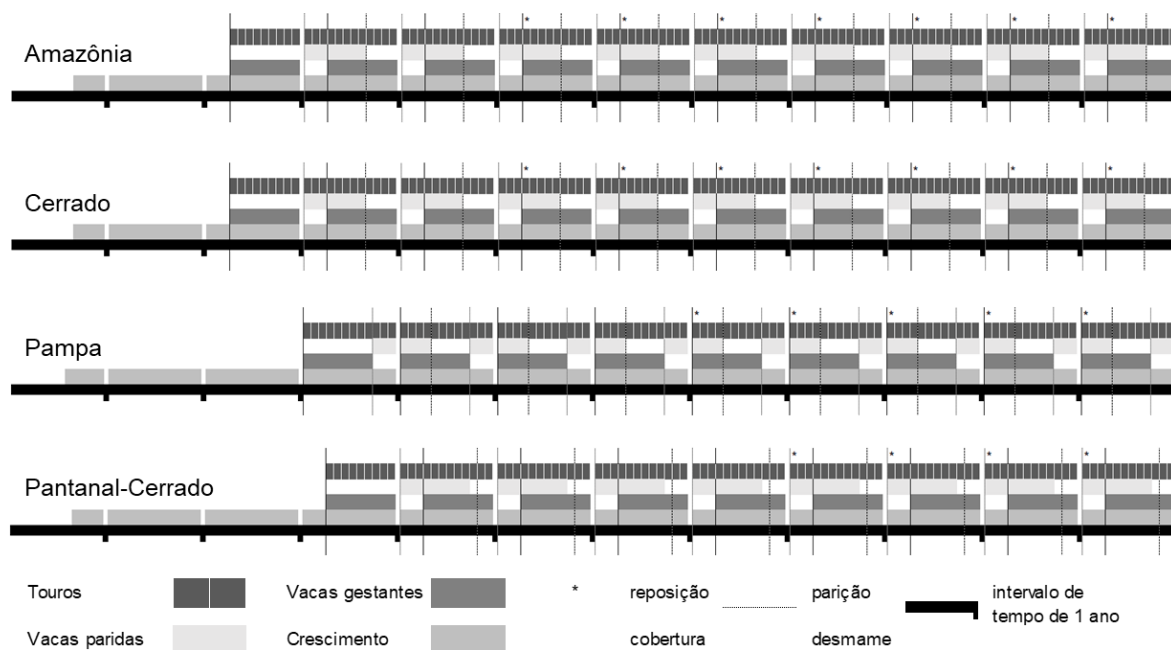


Fig. 3. Simulação das evoluções dos rebanhos.

2.3 Análise de inventário de ciclo de vida

As emissões de gases de efeito estufa (GEE) foram estimadas por categoria animal durante o período total considerado, por kg de ganho de peso vivo (GPV), e incluíram: as emissões de metano (CH_4), oriundas da fermentação entérica e das dejeções dos animais e; as emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N_2O) devidas à deposição de dejeções dos animais na pastagem. O balanço total de gás carbônico (CO_2) foi calculado incluindo as emissões e mitigações das pastagens nativas e cultivadas, assumindo os estoques de carbono (C) no solo como sendo estáveis. Foi assumida uma emissão anual média pelos animais de CO_2 igual a zero, uma vez que essa emissão é compensada pela fotossíntese das plantas (IPCC, 2006b). Todos os cálculos foram realizados de acordo com o IPCC (2006a e b), capítulos 10 e 11, *tier 2* e os parâmetros utilizados estão descritos na tabela 4.

Dados relativos às emissões e mitigações oriundas da produção de fertilizantes e suplementos foram estimados com base em Nemecek & Kägi, (2007). No que se refere à composição dos suplementos, foram considerados os requerimentos nutricionais da atividade de cria, para a definição do sal mineral, e o uso de farelo de soja e ureia, para o sal proteinado, na base de 45% de proteína bruta (PB). Quanto à composição dos fertilizantes adotou-se o uso de ureia como fonte de nitrogênio e uma

mistura de diferentes fontes de fósforo e potássio, de forma a reproduzir a variabilidade de sua utilização. Para o transporte dos insumos dos locais de produção para a unidade produtiva, foi considerada a utilização de caminhão *truck* 16 - 32t (Frischknecht, et al., 2007) e uma distância média de 0,25tkm (toneladas-quilômetro). Para a energia utilizada nos processos, foi considerado o padrão de eletricidade média brasileira proposto por Frischknecht, et al. (2007). As entradas e saídas devidas às operações mecanizadas internas à propriedade foram baseadas em Jungbluth, et al. (2007).

Tabela 4 – Parâmetros utilizados nos cálculos das emissões.

Fonte	Equações / Fatores de emissão
<i>Fontes de metano¹</i>	
Fermentação entérica	Baseado no requerimento de energia bruta e na energia digestível da dieta Ca = 0.36 (pastejo em grandes áreas)
Dejetos	Considerando a deposição dos dejetos diretamente na pastagem e temperaturas entre 15 – 25°C 0.01 kg CH ₄ (kg CH ₄) ⁻¹ B _o = 0.13 m ₃ CH ₄ (kg VS) ⁻¹ MCF = 1,5%
<i>Fonte direta de oxido nitroso¹</i>	
Dejetos	0.02 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹
<i>Fonte indireta de oxido nitroso</i>	
Dejetos	<i>Volatilização</i> 0.01 kg N ₂ O–N (kg N) ⁻¹ Frac volatilização = 0.2 kg N (kg N) ⁻¹ <i>Lixiviação</i> 0.0075 kg N ₂ O-N (kg N) ⁻¹ Frac lixiviação – 0.3 kg N (kg N) ⁻¹
<i>Fonte de dióxido de carbono¹</i>	
Calagem	<i>Dolomítico</i> 0.13 kg CO ₂ -C (kg CO ₂) ⁻¹

B_o = capacidade de produção de metano pelo dejetos produzido para a América Latina; Ca = coeficiente correspondente a situação de alimentação dos animais; Frac volatilização = fração da volatilização; Frac lixiviação = fração de lixiviação; MCF = fator de conversão do metano; VS = sólidos volateis. ¹IPCC (2006b).

2.3.1 Cálculo das emissões de GEE

As emissões de CH₄ foram calculadas para cada categoria animal de acordo com o IPCC (2006a e b) *tier* 2.

Os requerimentos nutricionais diários de energia líquida, característicos de cada categoria animal foram estimados a partir das energias de manutenção, atividade, crescimento, gestação, lactação e trabalho. O requerimento de energia bruta ingerida foi estimado considerando a digestibilidade das pastagens e as emissões entéricas foram calculadas a partir da energia bruta, utilizando os fatores de conversão em metano (Y_m), para cada dieta, descritos na tabela 2.

As emissões de CH_4 a partir do estrume dos animais foram calculadas a partir da produção de sólidos voláteis de acordo com o IPCC (2006a), considerando a energia bruta e a digestibilidade do alimento ingerido, o clima predominante e o tipo de gestão de resíduos, sendo assumida a deposição direta na pastagem. A produção de sólidos voláteis foi multiplicada pela máxima capacidade de produção de CH_4 do dejetos (B_o) e pelo fator de conversão do metano (MCF) específico para a prática de manejo de dejetos utilizada.

As emissões de N_2O diretas foram calculadas pela diferença entre a retenção e a excreção de nitrogênio pelos animais. O nitrogênio dos dejetos foi estimado pela ingestão de matéria-seca e pela proteína bruta da dieta. A retenção de N pelos animais baseou-se no IPCC (2006b) e NRC (2000). O N contido nos dejetos foi multiplicado pelo fator de emissão do sistema de manejo de dejetos utilizado, no caso, depositado diretamente na pastagem, para calcular as emissões diretas de N_2O . As emissões indiretas de N_2O a partir da perda de N via escoamento superficial, lixiviação e volatilização também foram incluídas. Essas emissões foram estimadas assumindo frações de N perdidas pelo dejetos, resíduos e fertilizantes, ajustadas para as condições climáticas locais, conforme detalhado por Lima et al (2002) e pelo IPCC (2006b).

2.3.2 Definição dos indicadores de conservação da biodiversidade

A categoria conservação da biodiversidade foi caracterizada a partir de quatro indicadores: porcentagem de vegetação nativa (%VN), porcentagem de policultivos (%PC) e estoque de carbono no solo (ECS), estimados sobre a área total das unidades produtivas; e porcentagem de espécies ameaçadas de extinção da fauna e da flora (%EA), em cada bioma.

A %VN dentro dos estabelecimentos agropecuários foi determinada utilizando os valores estimados pelo Cadastro Ambiental Rural - CAR (2016), para os biomas

Amazônia, Cerrado e Pantanal (Tabela 5). Para o Bioma Pampa, devido ao fato das informações do CAR ainda estarem sendo atualizadas, foi utilizado o valor estimado pelo MMA (2011). Na determinação da %PC de cada bioma, foi estimada, inicialmente, a porcentagem de monoculturas (área de culturas anuais em relação à área total dos estabelecimentos rurais), com base, respectivamente, na Produção Agrícola Municipal (PAM) do IBGE (2016b) e no CAR (2016). Em seguida, por diferença, estimou-se a %PC. O indicador ECS foi definido a partir dos valores propostos por: Marques et al (2016) e Gregolin et al (2016); Jantalia et al (2006); Tornquist et al. (2009); e Cardoso et al (2010), respectivamente, para os biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal. Por fim, a %EA foi definida, por bioma, com base nas estimativas de Martinelli & Moraes (2013) e ICMBio (2016) em relação à quantidade total de espécies descritas no País por Lewinsohn & Prado (2005) e CTFB (2018).

Tabela 5 – Principais parâmetros utilizados na caracterização da conservação da biodiversidade nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Descrição dos Biomas	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Área total dos biomas (ha) ⁶	419.694.300	203.644.800	17.649.600	15.035.500
Área veg. preservada prop. rurais (ha) ^{1, 11}	92.341.838	50.577.617	6.364.445	9.030.321
Área dos estabelecimentos agrop. (ha) ¹	154.502.359	140.673.650	10.762.129	11.911.874
Área de culturas anuais (ha) ⁶	9.463.407	32.207.449	3.511.135	37.552
Área de policultivos (ha) ⁶	145.038.952	108.466.200	7.250.994	11.874.322
Estoque de C no solo (ton* ha ⁻¹) ^{2, 5, 7, 9, 12}	103,30	60,75	74,00	37,90
Número de espécies ameaçadas (flora) ¹⁰	87	645	120	21
Número de espécies ameaçadas (fauna) ¹⁰	183	307	79	36
Total de espécies descritas - Brasil (flora) ⁴		47.550		
Total de esp. descritas - Brasil (fauna) ^{3, 8}		138.762		

¹CAR (2016); ²Cardoso et al (2010); ³CTFB (2018), ⁴Forzza et. al. (2010); ⁵Gregolin et al (2016); ⁶IBGE (2016b); ⁷Jantalia et al (2006); ⁸Lewinsohn & Prado (2005), ⁹Marques et al (2016); ¹⁰Martinelli & Moraes (2013); ¹¹MMA (2011); ¹²Tornquist et al. (2009).

2.4 Avaliação de impacto de ciclo de vida

Após a fase de coleta de dados, foi realizada sua transformação a fim de permitir a adequação à unidade funcional e a caracterização do escopo. Também conforme previsto nas normas ISO14044 (2006), os resultados do inventário do ciclo de vida foram verificados e validados quanto ao balanço de massa e energia.

2.4.1 Mudanças climáticas

Na categoria mudanças climáticas, o agrupamento e a conversão das diferentes intervenções em impactos potenciais foram realizados utilizando o método Recipe *midpoints*, versão 1.13, com o auxílio do software SimaPro 8.4.0.0 (Goedkoop et al., 2010, 2009), usando o padrão de normalização World H, perspectiva *hierarchist*). Para a determinação dos impactos foram adotados os seguintes fatores de caracterização: kg CO₂ x 1, kg CH₄ fóssil x 25 (Forster et al., 2007), kg CH₄ biogênico x 22 (Munõz et al., 2013, 2012) e kg N₂O x 298, com potencial de aquecimento global num horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100).

2.4.2 Conservação da biodiversidade

A caracterização da categoria conservação da biodiversidade foi realizada a partir da média de escores de quatro indicadores. Valores próximos a um indicam perda de biodiversidade, enquanto valores mais altos, até 5, indicam uma tendência a conservação da biodiversidade do bioma. A definição dos limites de cada classe (Tabela 6) foi realizada com base na gama de valores propostos para os principais países produtores de carne: por Vitousek et al. (1997) e pela NASA (2017) para %VN (média de 55%); pela NASA (2017) para %PC (média de 75%); e pela FAO (2017) para ECS (média de 30 ton/ha). Para %EA, os limites de cada classe foram definidos com base na porcentagem de espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção no mundo (1,33% = número de espécies ameaças em relação ao total de espécies catalogadas), com base, respectivamente, nos valores propostos por IUCN (2018) e Roskov et al., (2018).

3 Resultados e Discussão

As emissões de GEE obtidas foram de: 7,14; 6,54; 9,10; e 13,49 kg CO₂ eq.* kg PV⁻¹ (kg de CO₂ equivalente * kg de peso vivo⁻¹), nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente, o que corresponde a 51,37; 54,05; 62,33 e 63,68% das emissões totais de seus respectivos sistemas produtivos, considerando o ciclo completo. Guardadas as devidas proporções (contribuição média da fase de cria de 57,85% e rendimento de carcaça de 50%), estes valores são substancialmente menores do que os 28 kg CO₂ eq.* kg de carcaça propostos para a produção de carne

brasileira, por Cederberg et al. (2009). Este menor impacto relativo foi também observado, em avaliações mais recentes de sistemas produtivos típicos de diferentes regiões brasileiras, por autores como Figueiredo et al. (2017), Cerri et al. (2016), Siqueira & Duru (2016) e Dick et al. (2015c). Com relação aos demais países produtores de carne, os valores obtidos no presente trabalho são menores do que os característicos da fase de cria dos sistemas de produção europeus (19,66 kg CO₂ eq.* kg PV⁻¹), propostos por Nguyen et al. (2010) e similares aos propostos por Peters et al. (2010) para os sistemas australianos.

Tabela 6 – Limites das classes de indicadores de conservação da biodiversidade nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Determinação das categorias	Faixas / Classes				
	1	2	3	4	5
Vegetação nativa (%) ^{3, 5}	<30	30 a <50	50 a 60	>60 a 80	>80
Áreas de policultivos (%) ³	<60	60 a <70	70 a 80	>80 a 90	>90
Estoque de C no solo (t * ha ⁻¹) ¹	<10	10 a <20	20 a 40	>40 a 80	>80
Espécies ameaçadas de extinção (%) ^{2,4}	<2,13	2,13 a <1,6	1,6 a 1,06	>1,06 a 0,53	>0,53

¹FAO (2017); ²IUCN (2018); ³NASA (2017); ⁴Roskov et al. (2018); ⁵Vitousek et al. (1997).

Emissões de GEE e participação da fase de cria no cômputo total das emissões apresentaram uma relação inversa com o grau de intensificação produtiva, de forma similar ao proposto por Dick et al. (2015b). Menores valores de emissões de GEE por kg de produto foram observados nos biomas onde os sistemas de produção apresentam índices produtivos mais adequados, incluindo, a maior utilização de pastagens melhoradas. Isso reitera o efeito do aumento da produtividade dos sistemas agrícolas sobre as emissões de gases de efeito estufa por unidade produzida, demonstrado por outros autores (Capper et al., 2009; Gerber et al., 2011). Uma vez que o total de gases emitidos pelo sistema é atribuído a uma maior quantidade de produto, o valor resultante das emissões diminui de forma inversamente proporcional ao incremento produtivo. A melhor cobertura de solo resultante também colabora para esta redução do potencial de aquecimento global, à medida que reduz a absorção de calor pela superfície terrestre. Adicionalmente, o incremento da produção de matéria seca das pastagens permite o aumento do estoque de carbono na biomassa vegetal e no solo, possibilitando nova redução das emissões resultantes, devido ao sequestro de carbono atmosférico (Dollé et al., 2011; Soussana et al., 2010).

Tais diferenças se devem à grande diversidade de situações e evoluções dos sistemas produtivos estudados. No caso do Cerrado, por exemplo, o alto potencial produtivo após correção da fertilidade do solo contrasta com a baixa produção de matéria-seca da vegetação nativa, devida à baixa fertilidade, alto grau de intemperização dos solos e alta degradabilidade da matéria orgânica, resultante do binômio temperatura-umidade. Como resultado, observa-se um forte estímulo à intensificação produtiva e à incorporação de áreas cultivadas aos sistemas produtivos, com incremento da produtividade dos rebanhos, redução das emissões por kg de produto e possível aumento dos estoques de carbono no solo (Corazza et al., 1999; Carvalho et al., 2010). Diferentemente, no Pantanal, as peculiaridades climáticas, com longos períodos de alagamento de grandes extensões de terras, limitam a produção primária, a eficiência zootécnica dos rebanhos e as possibilidades de intensificação, resultando em emissões de GEE* kg GPV⁻¹ duas vezes maiores do que no Cerrado.

A contribuição dos diferentes componentes para o total das emissões de GEE difere entre biomas (Tabela 7), como um reflexo da diversidade de situações. As pastagens são responsáveis por mais de 25% do total das emissões, nos biomas Amazônia e Cerrado, enquanto que no Pampa e no Pantanal, fruto da menor utilização de insumos e operações mecanizadas, contribuem com menos da metade deste valor. Os animais respondem por 71,97, 67,7, 88,17 e 92,57% das emissões, nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal, respectivamente, reproduzindo em termos relativos o gradiente de valores observado nas emissões totais. Observa-se assim, uma maior participação dos animais na composição das emissões na medida que diminui o grau de intensificação dos sistemas, devido a necessidade de mais tempo para a obtenção de um kg de produto.

Tabela 7 – Emissões de GEE e contribuições dos diferentes componentes dos sistemas de produção nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Emissões de GEE	Sistemas			
	Amazônia	Cerrado	Pampa	Pantanal
Total (kg CO₂ eq.* kg GPV⁻¹)	7,14	6,54	9,10	13,49
Contribuições (%)				
Fornecimento de água	1,02	1,19	0,36	0,15
Suplementação mineral	1,00	0,95	0,41	0,08
Pastagens	26,00	30,15	11,05	7,20
Animais	71,97	67,70	88,18	92,57

A análise das emissões de GEE pode, no entanto, conduzir, por si só, a equívocos de interpretação quanto à adequada utilização destes ambientes. Via de regra, em locais com alta variabilidade espacial, as atividades humanas tendem a se concentrar sobre áreas com maior potencial produtivo, seja em termos de fertilidade, facilidade de acesso ou disponibilidade de água e outros recursos. Porém, a adoção de práticas melhoradoras, com vistas à mitigação de um determinado tipo de impacto ambiental, pode gerar outros problemas. A competição por recursos e a modificação de habitats pode colocar em risco espécies nativas da fauna e da flora e locais com maior vulnerabilidade. Ao contrário, o conhecimento de diferentes parâmetros indicadores de conservação da biodiversidade permite a consideração das peculiaridades dos ecossistemas, a proteção de zonas mais sensíveis e o incremento da produtividade em locais mais propícios, numa ótica de intensificação sustentável (Garnett et al. 2013).

Neste sentido, os escores médios de conservação da biodiversidade obtidos no presente trabalho foram respectivamente de 4,5; 3,5; 3,3 e 4,3, nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal (Tabela 8), evidenciando que sistemas produtivos como o característico do Bioma Pantanal, que apresentam maiores emissões de GEE, podem se destacar em categorias como a conservação da biodiversidade e vice-versa. Esta constatação reforça a importância de se avaliar diferentes categorias de impacto, conforme sugerido por Nemecek et al. (2011) e Muller-Lindenlauf et al. (2010), a fim de gerar novas oportunidades de melhoria e valorização dos sistemas de produção. Ao relacionar a conservação da biodiversidade com as mudanças climáticas, Dawson et al. (2011) reforçaram a importância do conhecimento dessas interações. Segundo estes autores, pequenas variações no ambiente podem afetar diferentes espécies de formas variadas, forçando-as à tolerância, adaptação, migração, redução das populações e até mesmo à extinção em nível local ou global, risco maior que atinge, atualmente, 1,33% das espécies da flora e da fauna do Planeta, conforme referido anteriormente.

O grau de diferenciação dos diferentes biomas em termos de conservação da biodiversidade variou com o indicador utilizado. Enquanto que a %VN e a %AP apontaram uma maior perda de diversidade nos biomas Cerrado e Pampa, a %EA não diferiu entre os sistemas avaliados, devido ao fato da totalidade dos mesmos apresentar percentuais de espécies da flora e da fauna ameaçadas de extinção 2,5 vezes menores do que o atual percentual mundial. Isso se deve ao efeito conservativo

da produção em pastagens característica da bovinocultura brasileira, que impõe menores modificações ao ambiente que grande parte das demais atividades agrícolas e humanas, em geral. De forma diversa, mudanças importantes na vegetação afetam a estrutura do solo, o acúmulo de águas, o fluxo dos ventos e o regime de chuvas. Isso se torna particularmente importante em ambientes como a Amazônia, popularmente considerada o “pulmão do mundo”, cuja influência sobre o clima e a biodiversidade perpassa os limites nacionais. Considerando os valores obtidos na categoria conservação da biodiversidade, constata-se que este bioma é o mais bem posicionado entre os avaliados. Cabe ressaltar que este resultado se deve, em grande parte, à sua grande proporção de área não explorada e a seu importante potencial de estocagem de carbono no solo, o qual, em contraste com o menor potencial de acúmulo de carbono nos solos do Pantanal, contribui para sua diferenciação. Assim, cabe ressaltar a importância da manutenção das políticas públicas, voltadas para o uso sustentável e para a redução dos desmatamentos na Amazônia Legal, adotadas nas últimas décadas, a fim de garantir a manutenção desta condição.

Tabela 8 – Indicadores de conservação da biodiversidade nos biomas Amazônia, Cerrado, Pampa e Pantanal.

Indicadores de conservação da biodiversidade	Sistemas							
	Amazônia		Cerrado		Pampa		Pantanal	
	Classe	Valor	Classe	Valor	Classe	Valor	Classe	Valor
Vegetação nativa (%)	3	59,80	2	43,30	2	36,06	4	60,06
Áreas de policultivos (%)	5	93,87	3	77,10	2	67,38	5	99,68
Estoque de C no solo (t * ha ⁻¹)	5	103,3	4	60,75	4	74,00	3	37,90
Espécies ameaçadas de extinção (%)	5	0,14	5	0,51	5	0,11	5	0,03
Índice médio		4,5		3,5		3,3		4,3

Por outro lado, a rápida expansão agropecuária no Cerrado tem afetado negativamente os ecossistemas locais, sendo apontada como fator preponderante de perda de biodiversidade, apesar de autores como Myers et al. (2000), desde o início do século XXI, o descreverem como uma das regiões do mundo prioritárias para a preservação. Grande disponibilidade de terras, solos profundos e clima favorável permitiram em um curto espaço de tempo uma importante redução da área de vegetação natural, que cedeu lugar a monocultivos de grãos e fibras, aumentando de forma importante o número de espécies da flora e da fauna características do bioma

em risco de extinção. No entanto, conforme postulado por Nepstad et al. (2014), a expansão produtiva dos últimos 20 anos no Cerrado, aliada a políticas públicas de controle ambiental, diminuiu a pressão de uso agrícola na Amazônia Legal, permitindo uma redução sem precedentes do seu desmatamento no período.

Distúrbios ocasionados pelo homem, como pastejo, roçadas ou mesmo o aumento da fertilidade, que afetam diretamente a diversidade e fisionomia dos biomas, podem, segundo autores como Bugalho & Abreu (2008), Bencke (2009) e Sala et al (2000), beneficiar elementos campestres, lenhosos ou florestais. Isso reforça a importância e a possibilidade de interação consciente do homem com o meio ambiente, permitindo a permanência das diferentes espécies e seu habitat. Essas premissas se mostram particularmente importantes no Bioma Pampa, onde a bovinocultura se integrou no ambiente de tal forma, que os animais acabam colaborando para a manutenção de sua dinâmica (Overbeck et al., 2009). Entretanto, o descontrole ocasionado por sistemas mais extensivos ou muito intensivos pode contribuir para a redução da biodiversidade (Pillar et al., 2006). Esse bioma, devido às peculiaridades de sua localização e vegetação predominante, tem sido negligenciado, tanto pelos produtores quanto pelo poder público. Somente em 2004 (IBGE, 2004) os campos foram reconhecidos como um ecossistema rico, diverso e que necessita de mecanismos adequados para garantir a sua manutenção. A facilidade de substituição da vegetação natural por espécies cultivadas, sem mudanças drásticas na paisagem; a distância dos centros comercial e político nacionais; a baixa produtividade em algumas épocas do ano e a facilidade de degradação, são apontadas como facilitadores de uma maior substituição da vegetação original por monocultivos, com importantes perdas de biodiversidade.

Diferentemente, uma maior conservação do bioma, devido a limitações ambientais e de infraestrutura que dificultam o desenvolvimento de culturas anuais, como no caso do Pantanal, permite preservar um grande número de produtos e processos necessários para a manutenção da vida e, portanto, passíveis de valoração. Ao admitir a existência de serviços ambientais, abre-se caminho para a compensação a quem os mantém. Os pagamentos podem ser feitos por remuneração direta ou indireta: através da isenção de taxas e impostos, facilidade na obtenção de crédito, fornecimento de serviços públicos, disponibilização de tecnologia, capacitação técnica ou subsídios na aquisição de produtos e insumos (Unep, 2008). A origem deste conceito vem do reconhecimento que a natureza fornece de forma

espontânea e gratuita uma variedade de bens e serviços, necessários para a manutenção de ecossistemas conservados, funcionais e resilientes às atividades humanas, sem os quais não há desenvolvimento econômico (Tornquist & Bayer, 2009).

Assim, os serviços ecossistêmicos se mostram intimamente relacionados com a ideia da intensificação sustentável. A garantia de qualidade de vida no meio rural, por meio de condições sociais e financeiras adequadas, possibilita a proteção do meio ambiente. Diferentemente, agricultores e pecuaristas sem condições de subsistência tendem a esgotar os recursos naturais. Nesta situação, a produção em áreas de maior vulnerabilidade e sem controle da necessária reposição de nutrientes e demais elementos produtivos gera esgotamento das terras, com conseqüente erosão, lixiviação, perda de biodiversidade, entre outros. Para evitar estes problemas, é imperativo que se desenvolva mecanismos de apoio formal a práticas que promovam a conservação de remanescentes de vegetação natural e a melhoria do uso da terra em áreas manejadas. Este esforço não deve se limitar às autoridades e instituições nacionais, pois, se as conseqüências de eventuais perdas de biodiversidade, mudanças climáticas e demais efeitos da degradação são planetárias, nada mais justo que a sua prevenção e a remuneração de serviços ambientais agregados também sejam compartilhadas.

4 Conclusões

Conservação da biodiversidade e potencial de aquecimento global, devidos a produção de 1 kg de ganho de peso na fase de cria de bovinos de corte diferem consideravelmente nos principais biomas pecuários brasileiros. O sistema típico do Cerrado apresenta as menores emissões de GEE, seguido da Amazônia, Pampa e Pantanal. Em contrapartida, em termos de conservação da biodiversidade, os biomas Amazônia e Pantanal são os mais conservados, ao passo que o Pampa e o Cerrado sofreram maiores alterações de seus ecossistemas naturais. Mesmo assim, a totalidade dos biomas reflete o caráter preservacionista da produção animal em pastagens, ao apresentar menores emissões de GEE e indicadores de conservação da biodiversidade mais favoráveis que os observados em sistemas de produção típicos de outros países produtores de carne.

Os resultados obtidos reiteram as premissas da intensificação sustentável, segundo a qual aumentos produtivos e preservação ambiental não são processos antagônicos. No entanto, a partir da análise de somente uma categoria de impacto não se pode concluir que um dado sistema de produção seja ambientalmente mais vantajoso que outro. O confronto de intensificação produtiva, aquecimento global e conservação da biodiversidade reduz o risco da proposição de conclusões precipitadas e de implementação de proposições que pareçam vantajosas, mas, que consideram somente parte dos impactos.

As características intrínsecas de cada ecossistema, os impactos ambientais de seus sistemas produtivos, os riscos de degradação, mecanismos de incentivo à preservação e responsabilidades devem ser considerados em nível local e global, a fim de se definir estratégias de uso que garantam sua continuidade. Com isso, se propicia novas oportunidades de agregação de valor, de melhoria da qualidade de vida e de conservação de áreas sensíveis, encontradas em diferentes ambientes que compõem a diversidade da produção pecuária brasileira.

Agradecimentos

Às instituições, parceiros e pesquisadores que integram o grupo de pesquisa APASTO RS, em especial à UFPeI, UFRGS, MAPA e PréConsultants, pela disponibilização da infraestrutura, recursos financeiros e softwares utilizados no trabalho.

Referências

- Abreu, U.G.P., Neto, I.A., Nogueira, E., Oliveira, L.O.F. 2013. Desmame precoce como ferramenta para intensificação da produção de bezerros no Bioma Pantanal. II SIMBOV – II Simpósio Mato-grossense de Bovinocultura de Corte.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves J.L.M., Sparovek, G. 2014. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6) p.711–728. DOI 10.1127/0941-2948/2013/0507 (access in 03 abr. 2018).
- Bencke, G.A. 2009. Diversidade e conservação da fauna dos campos do Sul do Brasil. In: Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Pillar, V.P. et al. (ed.). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.101-121.
- Blanco, C., Sosinski, E., Santos, B., Abreu da Silva, M. Pillar, V.P., 2007. On the overlap between effect and response plant functional types linked to grazing. *Community Ecology*, 8(1): 57-65.
- Buainain, A.M., Batalha, M. O. (coord.). 2007. Cadeia produtiva da carne bovina. vol. 8. Série Agronegócios. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Política Agrícola. IICA: MAPA/SPA. 86p. Disponível em: <repiica.iica.int/docs/B0585p.pdf> (access in: 28 apr. 2018).
- Bugalho, M.N., Abreu, J.M. 2008. The multifunctional role of grasslands. In: *Options Méditerranéennes série A*, 79: 25-30.
- Capper, J.L., Cady, R.A., Bauman, D.E., 2009. The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007. *J. Anim. Sci.* 2160-2167.
- CAR, 2016. Cadastro ambiental rural. In: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/car/resultados.html#dimensaoterritorial>. (access in: 01 mar. 2018).
- Cardoso, E.L., Silva, M.L.N., Silva, C.A., Curi, N., Freitas, D.A.F. 2010. Estoques de carbono e nitrogênio em solo sob florestas nativas e pastagens no bioma Pantanal. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, 45(9): p.1028-1035.
- Cardoso, E.L.. 2012. Gado de corte no Pantanal: o produtor pergunta, a Embrapa responde. 2. ed. rev. atual. e ampl. Brasília, DF: Embrapa, 2012. 272 p.
- Carvalho, J.L.N., Avanzi, J.C., Silva, M.L.N., Mello, C.R.D., Cerri, C.E.P. 2010. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(2): 277-290.
- Cederberg, C., Meyer, D., Flysjö, A., 2009. Life cycle inventory of greenhouse gas emissions and use of land and energy in Brazilian beef production. SIK-report. SIK e Institutet för livsmedel och bioteknik.
- CEPEA, 2018. BR agribusiness GDP from 1996 to 2018. Center for advanced studies on applied economics. In: <https://www.cepea.esalq.usp.br/en/brazilian-agribusiness-gdp.aspx>. (access in 25 jul. 2018)
- Cerri, C.C., Moreira, C.S., Alves, P.A., Raucci, G.S., de Almeida Castigioni, B., Mello, F.F., Cerri, D.G., Cerri, C.E.P. 2016. Assessing the carbon footprint of beef cattle

in Brazil: a case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. *Journal of cleaner production*. 112: 2593-2600.

- Cezar, I.M., Queiroz, H.P., Thiago, L.R.L.S., Cassales, F.L.G., Costa, F.P. 2005. Sistemas no Brasil: uma descrição com ênfase no regime alimentar e no abate. Campo Grande, MS: Embrapa Gado de Corte, documentos 151. 40p. In: old.cnpqg.embrapa.br/publicações/doc/doc_pdf/doc151.pdf. (access in 30 jun. 2018).
- Corazza, E.J., Silva, J.E., Resck, D.V.S., Gomes, A.C. 1999. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação do Cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 23: 425-432.
- Corrêa, E.S., Costa, F.P., Melo Filho, I.M., Pereira, M.A., Costa, N.A., Silveira Filho, A., Teixeira Neto, J.F. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado do Pará – região de Paragominas. Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico, 96, Campo Grande.
- Corrêa, E.S., Costa, F.P., de Melo Filho, G.A., PEREIRA, M.D.A. 2006. Sistemas de produção melhorados para gado de corte em Mato Grosso do Sul. Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico 102 (INFOTECA-E).
- Costa, F.P., Melo Filho, G.A., Corrêa, E.S., Cezar, I., Pereira, M.D.A., Collares, R.S., Salomoni, E. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado do Rio Grande do Sul - Região da Campanha. Embrapa Pecuária Sul. Comunicado Técnico 95 (INFOTECA-E).
- Costa, F.P., Corrêa, E.S., Cardoso, E.E., Oliveira, S.J.M., Silva, F.G., Brito, L.G., Salman, A.K.D., Figueiró, M.R., Pereira, R.G.A. 2009. Produção de gado de corte no Estado de Rondônia: uma proposta de sistema melhorado. Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico 112 (INFOTECA-E).
- CTFB, 2018. Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. In: <http://fauna.jbrj.gov.br> (access in 20 jul. 2018).
- Dawson, T.P. Jackson, S.T., House, J.I., Prentice, I.C., Mace, G.M., 2011. Beyond Predictions: biodiversity conservation in a changing climate. *Science*, 332: p53-58.
- Deal, R. L., Cochran, B., & LaRocco, G. 2012. Bundling of ecosystem services to increase forestland value and enhance sustainable forest management. *Forest Policy and Economics*. 17: 69-76.
- DeFries, R.; Rosenzweig, C. 2010. Toward a whole-landscape approach for sustainable land use in the tropics. *PNAS*. 107(46): 19627-19632.
- Dias-Filho, M.B., Andrade, C.M.S. 2006. Pastagens no Trópico Úmido. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 31 p.
- Dias-Filho, M.B. 2016. Uso de Pastagens para a Produção de Bovinos de Corte no Brasil: Passado, Presente e Futuro. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 42p.
- Dick, M., Abreu da Silva, M., Franklin da Silva, R.R., Maia, M.S., Dewes, H. 2015a. Redução da área de pastagens e das emissões de gases de efeito estufa na produção de carne bovina brasileira no século XXI. II International symposium on beef cattle Productions systems. Proceedings... Porto Alegre: UFRGS, 421-422.

- Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015b. Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil - Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*. 87: 58-67.
- Dick, M., Abreu da Silva, M., Dewes, H. 2015c. Life cycle assessment of beef cattle production in two typical grassland systems of southern Brazil. *Journal of Cleaner Production*. 96: 426-434.
- Dollé, J.B., Agabriel, J., Peyraud, J.L., Faverdin, P., Manneville, V., Raison, C., Gac, A., Le Gall, A., 2011. Les gaz a effet de serre en élevage bovin: evaluation et leviers d'action. *Prod. Anim.* 24(5), 415.
- Euclides, V.P.B., Macedo, M.C.M., Valle, C.B., Barbosa, R.A., Gonçalves, W.V. 2009. Produção de forragem e características da estrutura do dossel de cultivares de *Brachiaria brizantha* sob pastejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 43(12): 1805-1812.
- FAO, 2017. GSP Guidelines for sharing national data/information to compile a Global Soil Organic Carbon (GSOC) map. Pillar 4 Working Group, Version 1. 25p.
- Figueiredo, E.B., Jayasundara, S., Oliveira Bordonal, R., Berchielli, T.T., Reis, R.A., Wagner-Riddle, C., La Scala Jr, N. 2017. Greenhouse gas balance and carbon footprint of beef cattle in three contrasting pasture-management systems in Brazil. *Journal of Cleaner Production*. 142: 420-431.
- Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Bernsten, T., Betts, R., Fahey, D.W., Haywood, J., Lean, J., Lowe, D.C., Myhre, G., Nganga, J., Prinn, R., Raga, G., Schulz, M., Van Dorland, R., 2007. Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing. In: Solomon, et al. (Eds.), *Climate Change 2007: the physical science basis. Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Forzza, R.C., Leitman, P.M., Costa, A., Carvalho Jr, A.A.D., Peixoto, A.L., Walter, B.M.T., Martinelli, G, et al. (org.). 2010. *Catálogo de plantas e fungos do Brasil-Vol. 1*. Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro - JBRJ, 875p.
- Frischknecht, R., Tuchschnid, M., Faist Emmenegger, M., Bauer, C., Dones, R., 2007. Strommix und Stromnetz. In. *Sachbilanzen von Energiesystemen: Grundlagen für den ökologischen Vergleich von Energiesystemen und den EUnbezug von Energiesystemen in Ökobilanzen für die Schweiz* (ed. Dones R.). ecoinvent report No. 6 data v2.0. Paul Scherrer Institut Villigen, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Duebendorf, CH.
- Garnett, T., Appleby, M.C., Balmford, A., Bateman, I.J., Benton, T.G., Bloomer, P., Burlingame, B., Dawkins, M., Dolan, L., Fraser, D., Herrero, M., Hoffmann, I., Smith, P., Thornton, P.K., Toulmin, C., Vermeulen, S.J., Godfray, H.C.J., 2013. Sustainable intensification in agriculture: premises and policies. *Sci.* 341: 33-34.
- Gerber, P., Vellinga, T., Opio, C., Steinfeld, H., 2011. Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *J. Liv. Sci.* 139: 100-108.
- Girardi, E.P., Rosseto, O.C. 2011. Análise da pecuária no pantanal mato-grossense. *Revista Geográfica da América Central*. Número especial EGAL, Costa Rica: p.1-16.

- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., Schryver, A.D., Struijs, J., Van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. VROM–Ruimte en Milieu, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Goedkoop, M., Schryver, A.D., Oele, M., Durksz, S. and de Roest, D., 2010. Introduction to LCA with SimaPro 7. Pré Consultants.
- Gonzalez, H.L., Velho, I.M.P.H., Abreu da Silva, M., Medeiros, R.B., Paim, N.R., Nörnberg, J.L., 2009. Milk quality of Jersey cows kept on winter pasture supplemented or not with concentrate. *Brazilian Journal of Animal Science*, 38(10): 1983-1988.
- Gregolin, F.S., Matos, E.S., Souza, L.H.C., Breda, C.C. 2016. Estoques de carbono do solo sob recuperação de pastagens na Amazônia Mato-grossense. In: XX Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. Proceedings... Colozzi Filho et al. (ed.). Curitiba: SBCS/NEPAR; Londrina: IAPAR, p.1089-191.
- IBGE, 2004. Mapa de biomas e de vegetação. In: <https://ww2.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomashtml.shtm>. (access in 20 abr. 2018).
- IBGE, 2016a. Produção pecuária municipal. Rio de Janeiro, v.44, 151p. In: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9107-producao-da-pecuaria-municipal.html> (access in 11 jul. 2018).
- IBGE, 2016b. Produção agrícola municipal. In: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/economicas/agricultura-e-pecuaria/9117-producao-agricola-municipal-culturas-temporarias-e-permanentes.html> (access in 05 feb. 2018).
- IBGE, 2018a. Brasil em síntese. In: <https://brasilemsintese.ibge.gov.br/agropecuaria.html>. (access in: 22 jul. 2018).
- IBGE, 2018b. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Divulgação de dados preliminares Censo Agropecuário, Florestal e Aquícola 2017. In: https://censoagro2017.ibge.gov.br/templates/censo_agro/resultadosagro/estabelecimentos.html (access in 28 jul.2018).
- ICMBio 2016. Instituto Chico Mendes de conservação da biodiversidade. Brazil red book of threatened species of fauna: executive summary. 76p.
- IPCC, 2006a. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Emissions from Livestock and Manure Management, 89p.
- IPCC, 2006b. 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, 54p.
- ISO14040, 2006. 14040 Environmental management-life cycle assessment-principles and framework. London: International Organization for Standardization.
- ISO14044, 2006. 14044: Environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. International Organization for Standardization.

- IUCN, 2018. The IUCN Red List of Threatened Species. In: <http://www.iucnredlist.org> (access in 28 jul.2018).
- Jungbluth, N., Chudacoff, M., Dauriat, A., Dinkel, F., Doka, G., Faist Emmenegger, M., Gnansounou, E., Kljun, N., Schleiss, K., Spielmann, M., Stettler, C., Sutter, J. 2007. Life cycle inventories of bioenergy. ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for LCI, Dübendorf, CH.
- Jantalia, C.P., Vilela, L., Alves, B.J.R., Boddey, R.M., Urquiaga, S. 2006. Influência e pastagens e sistemas de produção de grãos, no estoque de carbono e nitrogênio em um latossolo vermelho. Seropédica: Embrapa Agrobiota, Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 28p.
- Kichel, A.N., Costa, J.A.A., Verzignassi, J.R. and Queiroz, H.P., 2011. Diagnóstico para o planejamento da propriedade. Embrapa Gado de Corte, 182.
- Krolow, R.H., Abreu da Silva, M., Paim, N.R., Medeiros, R.B. and Gonzalez, H.L., 2012. Milk composition of Holstein cows grazing ryegrass with the use of white clover as a protein source. Brazilian Journal of Veterinary and Animal Science, 64(5): 1352-1359.
- Lalman, D., Doye, D., 2005. Beef Cattle Manual. Oklahoma State University.
- Lewinsohn, T.M., Prado, P.I. 2005. How Many Species Are There in Brazil? Conservation Biology, 19(3): 619–624.
- Lima, A.L., Pessoa, M., Ligo, M.A.V., 2002. Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa: Relatórios de referência-Emissões de metano da pecuária. Brasília: IBGE-EMBRAPA-MCT.
- Lourenço Junior, J.B., Garcia, A.R. Produção animal no bioma amazônico: atualidades e perspectivas. Anais Simpósios 43ª Reunião Anual da SBZ. João Pessoa, 2006.
- Maraschin, G.E. 2001. Production potential of South America grasslands. Proceedings of the XIX International Grassland Congress: Grassland Ecosystems: an outlook into the 21st century, 5-15.
- Marques, J.D.O., Luizão, F.J., Teixeira, W.G., Vitel, C.M., Marques, E.M.A., 2016. Soil organic carbon, carbon stock and their relationships to physical attributes under forest soils in Central Amazonia. Revista Árvore, 40(2): 197-208.
- Martinelli, G.; Moraes, M.A. (org.). 2013. Livro vermelho da flora do Brasil. 1ed. Rio de Janeiro: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 1100 p.
- Melo Filho, G.A., et al. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado de Rondônia. Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico, 92, Campo Grande.
- Melo Filho, G.A., Costa, F.P., Corrêa, E.S., Aragão Pereira, M., Cezar, I.M., Silva Netto, F.G. 2005. Sistema e custo de produção de gado de corte no Estado de Rondônia. Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico 92.
- MMA, 2011. Remanescentes de vegetação dos Campos Sulinos (do Pampa). Hasenack, H. (coord.). Universidade Federal do Rio Grande do Sul: Centro de Ecologia. 30p.

- MMA, 2018a. Biodiversidade brasileira. Ministério do Meio Ambiente. In: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-brasileira>. (access in 05 mai. 2018).
- MMA, 2018b. Biomas. Ministério do Meio Ambiente. In: <http://www.mma.gov.br/biomas>. (access in 01 abr. 2018).
- Muñoz, I., Rigarlsford, G., Canals, L.M., King, H., 2012. Accounting for greenhouse gas emissions in LCA from the degradation of chemicals in the environment. In: 6th SETAC World Congress/SETAC Europe 22nd Annual Meeting.
- Muñoz, I., Rigarlsford, G., Canals, L.M., King, H., 2013. Accounting for greenhouse gas emissions from the degradation of chemicals in the environment. *Int. J. Life Cycle Assess.* 18, 252-262.
- Muller-Lindenlauf, M., Deittert, C. and Kopke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, 128(1-3): 140-148.
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Fonseca, G.A.B., Kent, J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 43(24): 853-858.
- NASA, 2017. New Landsat-based map of worldwide croplands supports food and water security. In: <https://landsat.gsfc.nasa.gov/new-landsat-based-map-of-worldwide-croplands-supports-food-and-water-security/> (access in 01 jun. 2018).
- Nelson, E. Mendoza, G., Regetz, J. Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., Chan, K.M., Daily, G.C., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T.H., Shaw, M. 2009. Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 7(1): 4-11.
- Nemecek, T., Huguenin-Elie, O., Dubois, D., Gaillard, G., Schaller, B., Chervet, A., 2011. Life cycle assessment of Swiss farming systems: II. Extensive and intensive production. *Agricultural Systems*, 104(3): 233-245.
- Nemecek, T., Kägi, T. 2007. Life cycle inventories of agricultural production systems. Final report ecoinvent V2.0 No. 15. Agroscope Reckenholz-Taenikon Research Station ART, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Zurich and Dübendorf, CH.
- Nepstad, D.C., McGrath, D.G., Stickler C.M., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Motta, R.S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M.C., Horn, M.M., Carvalho, O., Hess, L. 2014. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*. 344: 1118-1123.
- Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. Clean. Prod.* 18 (8), 756-766.
- NRC, 2000. Nutrient Requirements of Beef Cattle E-974. Department of Animal Science, Oklahoma.
- Nunes, I.J. 1998. Nutrição animal básica. 2 ed. Belo Horizonte. FCP-MVZ ED.
- Overbeck, G.E., Müller, S.C., Fidelis, A., Pfadenhauer, J., Pillar, V.P., Blanco, C.C., Boldrini, I.I., Both, R., Forneck, E.D. 2009. Os Campos Sulinos: um bioma

- negligenciado. In: Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Pillar, V.P. et al. (ed.). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.26-41.
- Pareira, M.A., Costa, F.P., Malafaia, G.C., Cardoso, E.E., Vieira, J.B.J. 2014. Custo de produção de gado de corte em Mato Grosso do Sul parte I: nível tecnológico baixo. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte. Comunicado Técnico 127.
- Pedroso, C.E.S., Medeiros, R.B., Abreu da Silva, M., Jornada, J.B.J., Saibro, J.C., Teixeira, J.R.F., 2004. Sheep Behavior at the Pregnancy and at the Lactation Grazing on Different Phenological Stages of Annual Ryegrass. *Brazilian Journal of Animal Science*, 33(3): 1340-1344.
- Peters, G.M., Rowley, H.V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M.D., Schulz, M., 2010. Red meat production in Australia: life cycle assessment and comparison with overseas studies. *Environ. Sci. Technol.* 44, 1327-1332.
- Pillar V.P., Boldrini I.I., Hasenack H., Jacques A.V.Á., Both R., Müller S.C., Eggers L., Fidelis A.T., Santos M.M.G., Oliveira J.M., Cerveira J., Blanco, C.C., Joner F., Cordeiro J.L., Pinillos Galindo M. 2006. Workshop “Estado atual e desafios para a conservação dos campos”. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 24p. In: <http://ecoqua.ecologia.ufrgs.br> (access in 28 mai. 2018).
- Pillar, V.P., Tornquist, C.G., Bayer, C. 2012. The Southern Brazilian grassland biome: soil carbon stocks, fluxes of greenhouse gases and some options for mitigation. *Brazilian Journal of Biology*, 72: 673-681.
- Pivello, V. R., Shida, C.N., Meirelles, S.T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity & Conservation*. 8(9): 1281-1294 <https://doi.org/10.1023/A:1008933305857> (access in 10 jun. 2018).
- Phelps, J., Friess, D.A., Webb, E.L. 2012. Win-win REDD+ approaches belie carbon-biodiversity trade-offs. *Biological Conservation*. 154: 53-60.
- Roskov Y., Abucay, L., Orrell, T., Nicolson, D., Bailly, N., Kirk, P., Bourgoin, T., DeWalt, E., Decock, W., De Wever, A., Nieukerken, E.V., Zarucchi, J., Penev, L (ed.). 2018. Catalogue of Life: 2018 annual checklist. Species 2000 & IT IS. Netherlands: Naturalis Biodiversity Center. In: <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2018/info/totals> (access in: 28 jul. 2018).
- Ratray, P.V., 2005. Clover management, research, development and extension in the New Zealand pastoral industries. Commissioned by the Sustainable Farming Fund. 218p.
- Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, Huber-Sanwald, E., Huenneke, L.F., Jackson, R.B., Kinzig, A., Leemans, R., Lodge, D.M., Mooney, H.A., Oesterheld, M., Poff, N.L., Sykes, M.T., Walker, B.H., Walker, M., Wall, D.H. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science*. 287(5459): 1770-1774.
- Santos, B.R.C., Abreu da Silva, M., Medeiros, R.B. 2006. Interaction between grazing behavior and functional type dynamics in native grassland in the Central Depression Region of Rio Grande do Sul. *Brazilian Journal of Animal Science*, 35(5): 1897-1906.

- Scholl, J.M., Lobato, J.F.P., Barreto, I.L. 1976. Improvement of pastures by direct seeding into native grass in Southern Brazil with oats and with nitrogen supplied by fertilize or arrow leaf clover. *Turrialba*, 26(2): 144-149.
- Siqueira, O.J.F., Scherer, E. E., Tassinari, G., Anghinoni, I., Patella, J. F., Tedesco, M. J., Milan, P. A., Ernani, P. R., 1987. Recomendações de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. EMBRAPA-CNPT.
- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanford, B., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration of grasslands. *Animal*, 4(3): 334-350.
- Siqueira, T.T.S.; Duru, M. 2016. Economics and environmental performance issues of a typical Amazonian beef farm: a case study. *Journal of Cleaner Production*. 112: 2485-2494.
- Teixeira, J.R.F., Abreu da Silva, M., 2007. Typology of beef cattle production systems related to ectoparasitosis frequency. *Brazilian Journal of Animal Science*, 36(6): 2176-2183.
- TEEB, 2012. The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundation. Kumar, P. (ed.). Routledge, Abingdon and New York. In: <https://www.taylorfrancis.com/books/9781136538803>. (access in: 25 jul. 2018).
- Tornquist, C.G., Bayer. 2009. Serviços ambientais: oportunidades para a conservação dos Campos Sulinos. In: *Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade*. Pillar, V.P. et al. (ed.). Brasília: Ministério do Meio Ambiente, p.122-127.
- Tornquist, C.G., Giasson, E., Mielniczuk, J. 2009. Soil Organic Carbon Stocks of Rio Grande do Sul, Brazil. *SSSAJ*: 73(3): 975-982.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M. 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science*, 277(5325): 494-499.
- UNEP, 2008. Payments for ecosystem services: getting started. A primer. Forest Trends-Katoomba Group-UNEP. 73p.

São nossas escolhas que revelam o que realmente somos, muito mais do que nossas qualidades.”

J. K. Rowling

Considerações finais

Ao evidenciar os efeitos de diferentes políticas públicas e intervenções na cadeia de suprimentos, na oferta de alimentos saudáveis e ambientalmente corretos, as conclusões deste estudo reiteram as premissas da intensificação sustentável, segundo as quais aumentos produtivos e preservação ambiental não são processos antagônicos. Nesse sentido, o estabelecimento de políticas de longo prazo é requisito fundamental para que potenciais de melhoria produtivo-ambiental se tornem realidade.

No entanto, diante da grande variabilidade do território nacional, tais intervenções devem levar em conta as peculiaridades de seus principais sistemas produtivos, bem como, diferentes categorias de impacto ambiental, a fim de reduzir o risco da proposição de conclusões precipitadas e de implementação de proposições que pareçam vantajosas, mas que considerem somente parte destes diferentes fatores. Nesse sentido, a análise dos sistemas como um todo, considerando peculiaridades intrínsecas de cada ecossistema e diferentes níveis de organização, se mostrou fundamental para a definição de estratégias de uso que garantam a sua continuidade, propiciando novas oportunidades de agregação de valor, de melhoria da qualidade de vida e de conservação de áreas sensíveis.

Para tanto, o desenvolvimento de mecanismos de apoio formal a práticas que promovam a prevenção ambiental e a remuneração por serviços ambientais, não deve se limitar à escala nacional, pois, se os impactos e as consequências ambientais da redução da biodiversidade brasileira são planetários, o financiamento de sua conservação deve ser assumido pela comunidade internacional.

Tais entendimentos são particularmente importantes no contexto do desafio global do aumento da produção de alimentos dos próximos anos, no qual o Brasil, com sua abundância de recursos naturais, poderá participar de forma preponderante, sobretudo, da produção de proteína, com ênfase para os produtos cárneos. Essa perspectiva otimista se deve ao fato de que os sistemas brasileiros, diferentemente dos sistemas típicos da maioria dos demais países produtores de carne, materializam o caráter preservacionista da produção animal em pastagens. Entretanto, a efetiva participação do País nesse panorama depende da conscientização dos entes públicos nacionais para a importância da manutenção de marcos regulatórios e do

fortalecimento de programas socioambientais, com vistas à satisfação de interesses coletivos, em detrimento dos individuais.

Com estas características, ao nosso conhecimento, este trabalho representa a primeira análise de ciclo de vida dos sistemas produtivos de carne típicos dos biomas brasileiros onde a atividade pecuária apresenta maior relevância, que considera a totalidade da vida produtiva dos animais e as diferentes categorias de impacto ambiental.

