

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CÂMPUS DE CHAPADÃO DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

RICKIEL RODRIGUES FRANKLIN DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO LEITEIRA
FAMILIAR DO SUL DO BRASIL**

CHAPADÃO DO SUL – MS
2018

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL
CÂMPUS DE CHAPADÃO DO SUL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

RICKIEL RODRIGUES FRANKLIN DA SILVA

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO LEITEIRA
FAMILIAR DO SUL DO BRASIL**

Orientador: Prof. Dr. Paulo Carteri Coradi

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Sebastião Ferreira de Lima

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Mato Grosso
do Sul, para obtenção do título de
Mestre em Agronomia, área de
concentração: Produção Vegetal.

CHAPADÃO DO SUL – MS
2018

"A sabedoria é a coisa principal; adquiere, pois, a sabedoria, emprega tudo o que possuis na aquisição de entendimento. Exalta-a, e ela te exaltará; e, abraçando-a tu, ela te honrará."

Provérbios 4:7-8



Serviço Público Federal
Ministério da Educação
Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Campus de Chapadão do Sul



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

DISCENTE: Rickiel Rodrigues Franklin da Silva

ORIENTADOR (A): Prof. (a) Dr. (a) Paulo Carteri Coradi

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO
LEITEIRA FAMILIAR DO SUL DO BRASIL**

Prof. (a) Dr. (a) Presidente Paulo Carteri Coradi

Prof. (a) Dr. (a) Kleber Augusto Gastaldi

Prof. (a) Dr. (a) Sebastião Ferreira de Lima

Chapadão do Sul, 06 de Abril de 2018.

"A utopia está lá no horizonte. Me aproximo dois passos, ela se afasta dois passos. Caminho dez passos e o horizonte corre dez passos. Por mais que eu caminhe, jamais alcançarei. Para que serve a utopia? Serve para isso: para que eu não deixe de caminhar."

Eduardo Galeano
(Las Palabras Andantes)

Dedico este trabalho aos meus pais, Ricardo e Clenir, meus maiores exemplos de fé, perseverança, dedicação, mansidão e gratidão. Muito obrigado pela enorme paciência, sacrifício e pelos incontáveis ensinamentos repassados, através de exemplos, gestos, palavras, ou mesmo do silêncio. Sem vocês eu jamais conseguiria chegar onde cheguei.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me presenteado com o dom da vida, por me dar, com alegria, sabedoria, e me permitir concluir o Mestrado.

A Universidade Federal do Rio Grande do Sul – UFRGS, por, além de me fornecer um ensino de excelência na Graduação, ter mantido suas portas abertas após a formatura, permitindo a mim cursar a Pós-Graduação de forma concomitante a realização do trabalho a nível de campo.

A Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul – UFMS, por ter viabilizado, em conjunto com a UFRGS, meu trabalho de Mestrado.

A minha família, por todo o apoio e amparo prestado durante este período de estudos na Pós-Graduação.

A minha namorada, Tuise, pelo companheirismo, apoio, carinho e compreensão demonstrados em todos os momentos; especialmente nos períodos em que não pude me fazer presente devido aos estudos.

A comunidade de Igreja Evangélica de Confissão Luterana no Brasil de Chapadão do Sul, de forma especial ao pastor Valmiré Littig, pelo acolhimento, pelos ensinamentos e direção demonstrada em cada oportunidade, me fazendo sentir uma peça única e importante no Corpo da Igreja.

Ao grande amigo e irmão em Cristo Guilherme Kudiess, que em todos os momentos, mesmo à distância, me apoiou, me trouxe a Palavra correta, me deu forças e ânimo para vencer os desafios que a vida impunha e, além de tudo, por proporcionar memoráveis momentos de convivência, alegrias e ótimas risadas.

Ao amigo e colega de apartamento Emerson André Pereira, pelo exemplo demonstrado como pessoa e pelo grande incentivo dado a mim em prosseguir os estudos e ingressar na Pós-Graduação.

Ao amigo Carlos Kaefer, que não apenas me recepcionou no escritório da empresa, em Camargo, mas também me acolheu em sua casa, fazendo com que eu pudesse realizar meu trabalho da mesma forma que realizaria como se estivesse em minha casa.

Ao escritório da Emater/ASCAR do município de Camargo-RS, através das pessoas do Carlos Kaefer e da Silvara Lovizon, pelo enorme apoio e suporte prestado na condução das atividades à campo referentes ao presente trabalho.

A todos os agricultores e suas respectivas famílias que participaram deste trabalho, por terem aberto as portas de suas propriedades e suas casas para me receber, e pela paciência demonstrada no fornecimento dos dados necessários para a confecção deste trabalho.

A Administração Municipal de Camargo-RS, pelo apoio financeiro parcial fornecido para realização deste trabalho.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES, pela bolsa de estudos concedida durante o período de Mestrado.

Ao professor e orientador Sebastião Ferreira de Lima, pela cordial recepção na UFMS, desde o primeiro contato, em meados de 2012.

Aos professores Vespasiano Borges de Paiva Neto e Paulo Carteli Coradi, por terem me aceitado como seu orientado no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, viabilizando assim a realização deste trabalho.

Ao professor e eterno orientador Marcelo Abreu da Silva e à colega Milene Dick, que, além de colegas profissionais, se tornaram grandes amigos pessoais e da família, por todo o apoio, incentivo, ânimo e auxílio prestados durante o planejamento e toda a execução deste trabalho, sem os quais, não seria realizado e concluído.

Àqueles que, de uma forma ou de outra, contribuíram para a realização deste trabalho e não foram citados nestes agradecimentos.

Sem vocês, este sonho não estaria sendo realizado...

A todos, meu muito obrigado!

"Jamais considere seus estudos como uma obrigação, mas como uma oportunidade invejável para aprender a conhecer a influência libertadora da beleza do reino do espírito, para o seu próprio prazer pessoal e para proveito da comunidade a qual o seu futuro trabalho pertencer."

Albert Einstein

RESUMO

FRANKLIN DA SILVA, Rickiel Rodrigues. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Avaliação do Ciclo de Vida de um Sistema de Produção Leiteira Familiar do Sul do Brasil.

Orientador: Prof. Dr. Paulo Carteri Coradi

Coorientador: Prof. Dr. Marcelo Abreu da Silva

Coorientador: Prof. Dr. Sebastião Ferreira de Lima

A inclusão de questões socioambientais no cotidiano das pessoas, além da visão econômica tradicional, consolidou o princípio básico da atual noção de desenvolvimento sustentável. Diante da inegável interferência antrópica nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) e o consequente aquecimento global, ações que mitiguem este efeito são necessárias em caráter de urgência. A agropecuária contribui com 10 -12% das emissões antrópicas globais, mas tem a possibilidade de compensá-las em grande parte através da fixação de carbono orgânico no solo. A crescente demanda por produtos diferenciados e de baixo custo faz da avaliação de impacto ambiental uma ferramenta de grande interesse. Diante desta nova realidade, o presente trabalho objetivou avaliar o impacto ambiental de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil avaliando as principais categorias de impacto ambiental, com vistas à sua diferenciação e sucessiva certificação, utilizando a análise do ciclo de vida. A descrição do sistema incluiu: (1) sua caracterização inicial, pela metodologia de painel, com o envolvimento de diferentes atores da produção agropecuária regional; (2) a caracterização individual de sessenta propriedades representativas da produção leiteira local, por entrevistas semiestruturadas e georreferenciamento; (3) uso de informações bibliográficas e oriundas de bases de dados para a determinação de processos complementares. A unidade funcional utilizada foi a produção de um kg de leite e a alocação leite/carne foi realizada com base nos seus respectivos teores proteicos. Foram avaliadas as seguintes categorias: emissão de GEE, uso da terra, acidificação terrestre e eutrofização das águas. Foram obtidas emissões de 0,496 kg CO₂ eq.*kg leite⁻¹, das quais 66,3% foram oriundas dos animais, 24,5%, 5,02% e 0,03%, respectivamente, dos concentrados, volumosos e minerais utilizados na suplementação, e 2,85% e 0,45% das pastagens e do fornecimento de água para os animais, respectivamente. Estes valores são 2 a 3 vezes menores que os atribuídos à produção leiteira da Europa e da América do Norte; e de 6 a 10 vezes menores que os de regiões de produção predominantemente extensiva, como é o caso da América do Sul. Para as categorias uso da terra, acidificação terrestre e eutrofização das águas foram obtidos 0,46 m²a *kg leite⁻¹, 0,0047 kg SO₂ eq. *kg leite⁻¹ e 0,0000894 kg P eq. *kg leite⁻¹, respectivamente. Estes resultados evidenciam o potencial produtivo-ambiental da Região e a oportunidade de se desenvolver novos estudos com o intuito de identificar e valorizar sistemas produtivos diferenciados que compõem a diversidade da agropecuária brasileira.

PALAVRAS-CHAVE: Intensificação sustentável. Impacto ambiental. Sustentabilidade.

ABSTRACT

FRANKLIN DA SILVA, Rickiel Rodrigues. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Avaliação do Ciclo de Vida de um Sistema de Produção Leiteira Familiar do Sul do Brasil.

Author: Rickiel Rodrigues Franklin da Silva.

Adviser: Paulo Carteri Coradi.

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

Co-Adviser: Prof. Dr. Sebastião Ferreira de Lima

The inclusion of socio-environmental issues in the daily lives of people, in addition to the traditional economic vision, consolidated the basic principle of the current notion of sustainable development. Given the undeniable anthropogenic interference in greenhouse gas (GHG) emissions and the resulting global warming, actions that mitigate this effect are urgently needed. Agriculture contributes 10-12% of global anthropogenic emissions, but it has the potential to compensate for them largely through the fixation of organic carbon in the soil. The growing demand for differentiated and low-cost products makes environmental impact assessment a tool of great interest. In view of this new reality, the present study aimed to evaluate the environmental impact of a family dairy production system in southern Brazil, evaluating the main categories of environmental impact, with a view to their differentiation and successive certification, using life cycle analysis. The description of the system included: (1) its initial characterization, by the panel methodology, with the involvement of different actors of regional agricultural production; (2) the individual characterization of sixty representative properties of local dairy production, through semi-structured interviews and georeferencing; (3) use of bibliographic information and data from databases for the determination of complementary processes. The functional unit used was the production of one kg of milk and the milk / meat allocation was performed based on their respective protein content. The categories were evaluated: GHG emission, land use, terrestrial acidification and freshwater eutrophication. Emissions of $0.496 \text{ kg CO}_2 \text{ eq.} \cdot \text{Kg milk}^{-1}$ were obtained, of which 66.3% were obtained from animals, 24.5%, 5.02% and 0.03% of the concentrates, bulks and minerals used in supplementation, and 2.85% and 0.45% of pastures and water supply to the animals, respectively. These figures are 2 to 3 times lower than those attributed to milk production in Europe and North America; and 6 to 10 times smaller than those of regions of predominantly extensive production, as is the case of South America. For the categories land use, terrestrial acidification and freshwater eutrophication were obtained $0.46 \text{ m}^2\text{a} \cdot \text{Kg milk}^{-1}$, $0.0047 \text{ kg SO}_2 \text{ eq.} \cdot \text{Kg milk}^{-1}$ and $0.0000894 \text{ kg P eq.} \cdot \text{Kg milk}^{-1}$. These results highlight the productive potential of the region and the opportunity to develop new studies with the purpose of identifying and valuing differentiated productive systems that make up the diversity of Brazilian agriculture.

KEY-WORDS: Sustainable intensification. Environmental impact. Sustainability.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da região de estudo.....	44
Figura 1. Localização da região de estudo.....	65

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Parâmetros utilizados para a construção do sistema	45
Tabela 2. Contribuição das diferentes atividades e componentes para o total de emissões (kg CO ₂ eq.* kg leite ⁻¹).....	49
Tabela 1. Parâmetros utilizados para a construção do sistema	65
Tabela 2. Contribuição das diferentes atividades e componentes para as categorias uso da terra (m ² a), acidificação terrestre (kg SO ₂ eq.) e eutrofização das águas (kg P eq. * kg leite ⁻¹)	69

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 REVISÃO DE LITERATURA - PRESERVAÇÃO AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS: O DESAFIO BRASILEIRO DO SÉCULO XXI	20
2.1 Problemática ambiental	20
2.2 Desenvolvimento sustentável	22
2.3 Métodos de avaliação da sustentabilidade	23
2.4 Intensificação sustentável	25
2.5 Estratégias de mitigação dos impactos ambientais	27
2.6 Sequestro de carbono no solo	27
2.7 Pagamentos por serviços ambientais	28
2.8 Situação do Brasil frente às mudanças climáticas	30
2.9 Considerações finais	33
3 REFERÊNCIAS.....	34
CAPÍTULO 1 – Pegada de carbono de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil	40
RESUMO.....	40
CHAPTER 1 – Carbon footprint of a smallholder dairy system of southern Brazil	41
ABSTRACT.....	41
1 INTRODUÇÃO	42
2 MATERIAL E MÉTODOS	43
2.1 Descrição do sistema, limites e unidade funcional	44
2.2 Cálculo dos impactos	46
2.3 Análise de impacto e alocação	46
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
4 CONCLUSÕES	52
5 REFERÊNCIAS.....	54
CAPÍTULO 2 – Impactos ambientais de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil	59
RESUMO.....	59

CHAPTER 2 – Environmental impacts of a smallholder dairy system of southern Brazil	60
ABSTRACT.....	60
1 INTRODUÇÃO	61
2 MATERIAL E MÉTODOS	64
2.1 Descrição do sistema, limites e unidade funcional	64
2.2 Cálculo dos impactos	66
2.3 Análise de impacto e alocação.....	67
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	67
3.1 Uso da terra.....	68
3.2 Acidificação terrestre	70
3.3 Eutrofização das águas	72
4 CONCLUSÕES	74
5 REFERÊNCIAS.....	76

1 INTRODUÇÃO

O aumento da produção agrícola e da oferta mundial de alimentos, nos moldes da Revolução Verde dos anos 50, deu origem a perguntas fundamentais sobre a complexidade de suas interações e a amplitude de seus sucessos e deficiências (Tilman, 1998). Estas evoluções resultaram na rápida diminuição da falta de alimentos, que assolou os países europeus no pós-guerra. Em contrapartida, geraram, no contexto da tecnologia então disponível, modificações do ambiente, que incluíram perdas de biodiversidade e de matéria orgânica do solo, bem como, desequilíbrios ambientais associados ao desmatamento e à condução inadequada dos sistemas produtivos.

Atualmente, diante das estimativas de aumento da população dos atuais 7 para 9,15 bilhões de pessoas em 2050 (Dwivedi et al., 2017), a agricultura se encontra face a um novo desafio: aumentar em cerca de 50% a produção de grãos e dobrar o fornecimento de carne até 2050 (FAO, 2009). Nesta escala de tempo, globalmente, a intensificação responderá por 90% do aumento da produção agrícola, dos quais 80% serão oriundos dos países em desenvolvimento. Em se tratando da agropecuária, sistemas intensivos produzem mais carne e leite em menor área e em menos tempo, com menores emissões de GEE por kg de produto, se comparado a sistemas extensivos (Cederberg et al., 2009; Dick et al., 2015a).

Tal aumento deve ser efetuado em um contexto de restrição da disponibilidade de água doce (Economist, 2010), esgotamento de nutrientes, erosão dos solos, desmatamento, desertificação e perda da biodiversidade (FAO, 2009). Além disso, a emissão de gases de efeito estufa (GEE), como o gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), resultantes da atividade humana, gerou, nos últimos anos, taxas de aquecimento que passaram a ameaçar os sistemas sociais e ambientais, devido ao fato de os mesmos não conseguirem se adaptar na mesma velocidade (Leite, 2008). Mesmo que as condições climáticas da Terra apresentem desde sempre modificações, a atividade humana tornou-se, nas últimas décadas, uma força maior, que afeta o processo natural, com consequências potencialmente importantes (Cordeiro, 2010), sendo vista como o principal propulsor das mudanças climáticas (Beauchemin et al., 2011).

Diante de tal situação, emerge a pergunta: como aumentar a produção de alimentos sem, com isso, impactar negativamente o ambiente e sem abrir mão da

rentabilidade econômica? Isto sugere um enfoque alternativo e racional, baseado no uso eficiente da terra, segundo a qual os rendimentos devem ser aumentados em terras cultiváveis (Dick et al., 2015b), diminuindo, assim, a pressão de uso sobre áreas mais sensíveis, numa abordagem de intensificação sustentável (Garnett et al., 2013).

Em se tratando de emissões de GEE, a agricultura contribui com 10 a 12% das emissões antropogênicas globais (Kristensen et al., 2011), mas tem o potencial de absorver 80 a 88% deste valor por ano, principalmente, através da fixação de C orgânico no solo (FAO, 2009). A produção de carne e leite contribuem com 5,5 e 2,8% do total das emissões globais, respectivamente, das quais, 95% são relacionadas à produção primária (Opio et al., 2011). Porém, o fato de apresentar emissões de GEE relativamente baixas não torna, por si só, um sistema produtivo mais adequado que outro. Um sistema de produção caracterizado por baixa emissão de GEE pode apresentar altos valores de uso da terra, acidificação terrestre, eutrofização das águas, depleção de recursos ou outros impactos ambientais.

Na produção de leite, por exemplo, importantes perdas de nitrogênio (N) por volatilização podem ocorrer durante e após a produção, armazenamento e aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais, bem como, durante o pastoreio dos animais (Brentrup et al., 2000; De Vries e De Boer, 2010). Tais emissões variam com o tipo de estábulo, instalações e técnicas de aplicação de estrume, bem como, com as condições climáticas (Monteny et al., 2002; De Boer et al., 2002). Emissões de N causam deposição de ácido, acidificação terrestre e eutrofização das águas, bem como, dos ecossistemas neles presentes (Haas et al., 2001; Michels et al., 2010). A acidificação é potencializada pela produção de amônia em criações em confinamento (Haas et al., 2001), tanto nos estábulos, como no armazenamento e manuseio do estrume (Guerci et al., 2013a).

De forma similar, a lixiviação de nitratos, o escoamento de fosfato e a volatilização de amônia podem originar valores importantes de eutrofização das águas (Guerci et al., 2013a), devido ao enriquecimento de nutrientes nas águas superficiais (Van Calker et al., 2004), que causa aumento do crescimento vegetal e microbiano, e consequente consumo de oxigênio dissolvido na água. Isso ocorre durante a aplicação de fertilizantes na produção vegetal da unidade produtiva, assim como, na produção de forragens e concentrados adquiridos fora dela (Thomassen et al., 2008). A lixiviação de nitratos e fosfatos é dependente das características do sistema produtivo

e das condições climáticas e do solo, e varia entre países, regiões ou mesmo entre propriedades rurais de uma mesma região (Schils et al., 2007).

Neste sentido, a globalização dos sistemas de produção e consumo de ingredientes alimentares, tem acentuado a variação existente entre sistemas de produção animal e regiões, quanto às contribuições para seu impacto ambiental. A separação geográfica dos locais de produção e consumo tende a criar fluxos desequilibrados de nutrientes e, seguidamente, impactos ambientais adicionais (Bouwman et al. 2013; Lassaletta et al., 2014; Adrian et al., 2015).

Existem assim, grandes dificuldades para a avaliação de sistemas de produção, tanto em relação aos produtos e insumos utilizados, como em relação às perspectivas a serem adotadas, fazendo-se necessária a utilização de uma abordagem holística. Estas definições são de vital importância para uma adequada estimativa dos impactos ambientais, da interação entre categorias de impacto, como também, para a definição de formas de intervenção e gestão dos sistemas de produção (Guerci et al., 2013a).

Em meio a esta diversidade de situações, sistemas produtivos baseados no uso de pastagens podem apresentar menores impactos ambientais em determinados níveis de produção (O'Brien et al., 2012). Segundo Chobtang et al. (2017), o incremento na eficiência da utilização da pastagem constitui a forma de intensificação mais vantajosa no que se refere aos impactos da produção agropecuária no meio ambiente. Isso confere à produção brasileira de leite e carne um grande diferencial, uma vez que mais de 83% de sua produção pecuária é efetuada em pastagens, as quais ocupam aproximadamente três quartos das terras agrícolas nacionais (Ferraz & Felício, 2010).

Nesta perspectiva, é fundamental um maior conhecimento da variabilidade dos sistemas de produção agropecuária existentes no território brasileiro, a fim de se identificar, reconhecer e valorizar sistemas de produção eficientes em termos produtivos e ambientais. Distintas regiões brasileiras se destacam por seu potencial produtivo quando comparadas à média nacional, porém muito pouco ou quase nada se sabe sobre seu desempenho socioeconômico e ambiental. Dentre estas regiões se destaca a Região do Planalto Médio do Estado do Rio Grande do Sul, por apresentar condições edafoclimáticas e culturais particularmente favoráveis à produção agropecuária.

Para este propósito, a análise do ciclo de vida (ACV) destaca-se pelo fato de ser mundialmente reconhecida (Thomassen et al., 2008), permitir a avaliação de um grande número de categorias de impacto ambiental e a totalidade do sistema ou cadeia produtiva. Além disso, segundo Castanheira et al. (2010), adicionalmente, o método pode ser utilizado para a identificação, desenvolvimento e implementação de estratégias de produção, reconhecimento e marketing.

Assim, no presente trabalho, avaliou-se pelo uso de ACV, o impacto ambiental de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil, com ênfase para a emissão de GEE, uso da terra, acidificação terrestre e eutrofização das águas, com vistas à sua diferenciação e certificação.

2 REVISÃO DE LITERATURA – PRESERVAÇÃO AMBIENTAL NA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS: O DESAFIO BRASILEIRO DO SÉCULO XXI

2.1 Problemática ambiental

Durante o século XX a humanidade testemunhou mudanças econômicas, sociais e tecnológicas significativas (Godfray & Garnett, 2014) que permitiram um abastecimento constante e crescente de alimentos frente à demanda de uma população em rápida expansão. Apesar do aumento da população mundial de 1,4 bilhão de pessoas em 1900 para mais de 6 bilhões em 2000 (FAO, 2009), o mundo presenciou neste período o acúmulo de excedentes alimentares em uma escala nunca antes atingida (McNeely & Scherr, 2009).

Com ganhos tão impressionantes, por que se preocupar com o século XXI? Ocorre que a população mundial aumenta em 75 a 85 milhões de pessoas todos os anos (McNeely & Scherr, 2009). Neste ritmo, pesquisadores como Dwivedi et al. (2017) estimam para 2050 um aumento dos atuais 7 para 9,15 bilhões de pessoas. Além de mais numerosa, segundo a FAO (2009) a população global deverá se concentrar ainda mais no meio urbano e, muito provavelmente, com mais renda. Estas transformações alterarão de maneira importante a dinâmica da produção e consumo de alimentos, sobretudo dos de origem animal (Economist, 2010).

Diante dessa nova realidade, a FAO (2009) estima a necessidade da produção de grãos aumentar em cerca de 50% e do fornecimento de carne dobrar até 2050. Tal meta é considerada difícil de ser alcançada, uma vez que, na última década, o crescimento da produtividade foi reduzido, tendo como maior restrição a insuficiente disponibilidade de água (Economist, 2010), além do esgotamento de nutrientes, erosão dos solos, desmatamento, desertificação, perda da biodiversidade (FAO, 2009), bem como, diminuição das populações de peixes (McNeely & Scherr, 2009).

Além desses aspectos, a emissão de gases de efeito estufa (GEE) resultantes das atividades humanas, tais como gás carbônico (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), gerou taxas de aquecimento sem precedentes nos últimos anos, que ameaçam os sistemas produtivos e ambientais, devido ao fato de os mesmos não conseguirem se adaptar na mesma velocidade (Leite, 2008). Mesmo que as condições climáticas da Terra apresentem desde sempre modificações, incluindo eras glaciais e de aquecimento, a atividade humana tornou-se, nas últimas décadas, uma força maior

que afeta os processos naturais. Considerando o fato de que entre 1906 e 2005 ocorreu um aumento de 0,74°C na temperatura da superfície terrestre (Solomon et al., 2007), com consequências potencialmente importantes (Cordeiro, 2010), não resta dúvida que as ações do Homem se tornaram o principal propulsor das mudanças climáticas (Beauchemin et al., 2011).

Fenômenos meteorológicos cada vez mais extremos estão ocorrendo em diversos locais do mundo, provocando, por vezes, resultados inesperados (Cordeiro, 2010). Considerando o impacto das emissões de GEE e o uso crescente de energia, Leite (2008) considera inevitável a continuidade do aquecimento da superfície terrestre. Segundo Kossoy et al. (2013) é visão consensual da comunidade internacional que, mantido o modo de vida do mundo atual, o aumento da temperatura global deve ser de 3,5 a 4°C até o final do século, o que corresponde a emissões mundiais de gases de efeito estufa (GEE) de 52-57 GtCO₂ eq. (gigatoneladas de dióxido de carbono equivalente) em 2020. Tal cenário teria impactos devastadores sobre o clima, com efeitos sem precedentes e imprevisíveis sobre a vida humana e os ecossistemas a longo prazo. Estes autores alertam para o fato que a distribuição destes impactos deve ser desigual, com a potencialização de seus efeitos nas regiões mais pobres do mundo, e portanto, menos preparadas para se adaptar.

Os recentes problemas ambientais e suas consequências são sinais de alerta para a humanidade, pois, a cada dia se torna mais importante que a sociedade se conscientize da finitude dos recursos naturais. Embora determinadas atividades produtivas tenham sido promovidas de maneira indiscriminada, gerando grandes passivos ambientais, mais recentemente a problemática ambiental tem sido tratada com muito mais seriedade, incluindo a busca por alimentos e demais meios de sobrevivência seguros para a população (McNeely & Scherr, 2009).

Essas ameaças colocaram a sociedade moderna frente a um grande dilema. Por um lado, a agricultura intensiva possibilitou que a crescente população pudesse consumir mais alimentos (Beauchemin et al., 2011). Por outro lado, a agricultura vem se espalhando pelas mais remotas partes do mundo, por vezes, de forma destrutiva, o que contribui para a redução da biodiversidade e compromete a sustentabilidade da produção de alimentos como um todo (Nguyen, 2010; Garnett et al., 2013).

Em meio a isso, a Terra irá aquecer nos próximos cem anos a um ritmo sem precedentes nos últimos dez mil anos, prevendo-se, como consequência, profundos impactos na biodiversidade (Houghton et al., 1995). McNeely & Scherr (2009)

levantaram a seguinte questão: é possível conciliar proteção de áreas ameaçadas com a atividade agrícola, especialmente quando a demanda por alimentos cresce a cada dia nas regiões mais pobres do planeta?

Em resposta a essa problemática, a busca por formas adequadas de uso da terra passou a ser sinônimo de inovação na produção agrícola e pecuária (Leite, 2008). A corrida pela adoção de tecnologias globais conclama as partes a utilizarem adequadamente suas diferentes capacitações, ao invés de sacrificarem seu desenvolvimento futuro, fazendo assim, surgirem novas oportunidades (Leite, 2008). Nesse sentido, é necessário o engajamento dos diferentes setores da sociedade na busca por alternativas produtivas que contemplem tanto aspectos econômicos, quanto sociais e ambientais (Dick et al., 2013). A adoção de medidas de adaptação às modificações climáticas previstas pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*) tem sido apontada como essencial (Beauchemin et al., 2011). De forma similar, medidas de atenuação destinadas a reduzir os impactos do aquecimento da atmosfera desempenham uma função primordial (Garnett et al., 2013).

2.2 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 as maravilhas 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 acordo com a linha conservacionista, argumenta que a chave dos impactos ambientais é o desenvolvimento de tecnologias, sugerindo um foco bastante diferente para encontrar 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 as 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 ou métodos de avaliação. Essas ferramentas funcionam basicamente como indicadores de sustentabilidade, sendo que na vertente conservacionista, buscam considerar os impactos das ações humanas sobre o meio ambiente e, na corrente preservacionista, são utilizadas com o intuito de estudar a viabilidade de tecnologias existentes ou a serem utilizadas futuramente (Robinson, 2004).

2.3 Métodos de avaliação da sustentabilidade

Autores como Xavier et. al. (2005) consideram como desafio da pesquisa agropecuária atual a sua adequação ao conceito de desenvolvimento sustentável, inovando as metodologias e ferramentas de pesquisa, visando produzir uma exploração agrícola ajustada aos princípios desse conceito. O aprimoramento contínuo de modelos a nível de ecossistemas é essencial para análises amplas, bem como para comparação entre sistemas (Beauchemin et al., 2010). Para selecionar as práticas de produção mais adequadas, é necessária uma análise da sustentabilidade dos sistemas (Dick et al., 2015a). Ferramentas que podem determinar se diferentes atividades têm princípios adequados de desenvolvimento sustentável podem facilitar essa análise (Dick et al., 2015b).

Com esse intuito, ferramentas, como o Fator X (Robert et. al., 2002), o Barômetro de Sustentabilidade (Prescott-Allen, 1997), o Painel de Sustentabilidade (Van Bellen, 2004) e as diferentes Pegadas (Robert, 2000), vinculadas ao uso de recursos têm sido desenvolvidas nos últimos tempos. Dentre estas destacam-se a Pegada de Carbono (PC) e a Análise de Ciclo de Vida (ACV) (ISO, 2006).

Recentemente, intensos esforços têm sido empreendidos por diversas organizações, incluindo a *International Standardization Organization* (ISO) no sentido de normatizar os procedimentos relacionados à ACV e à PC. A principal característica desta última ferramenta é o seu foco nas mudanças climáticas resultantes do aquecimento global (ISO, 2006). Este procedimento é equivalente a aplicação da metodologia de ACV tendo-se como única categoria de impacto o aquecimento global. A simplicidade da PC tem o benefício de facilitar as avaliações, entretanto pode induzir a erros, uma vez que pode subestimar ou mesmo ocultar outros problemas ambientais pelo simples fato de não os considerar no escopo do estudo (ISO, 2006).

Diversos autores como Nemecek et al. (2011) e Muller-Lindenlauf et al. (2010) atribuíram como de grande importância considerar o conjunto dos sistemas e múltiplas categorias de impacto na avaliação dos desempenhos ambientais. Nesse sentido, a ACV permite uma avaliação mais completa, sendo desenvolvida para a análise de sistemas produtivos, incluindo diferentes categorias de impacto, o que a torna mais abrangente e assimilável à realidade (Ogino et al., 2007; Beauchemin et al., 2010; Pelletier et al., 2010; Veysset et al., 2010).

Segundo Casey e Holden (2006) a ACV pode ser uma ferramenta útil para avaliar as potenciais reduções de GEE resultantes de uma mudança nas práticas de produção, entretanto, os resultados de ACV são, em alguns casos, difíceis de comparar. De Vries e De Boer (2010) e Yan et al. (2013) advertem que alguns estudos consideram as emissões ou remoções devido ao uso da terra, enquanto outros não, e alguns trabalhos adotam uma abordagem "do berço ao túmulo", enquanto outros usam uma abordagem "do berço à porteira". Mesmo considerando objetos semelhantes de análise, Halberg et al. (2005) observam diferenças em termos de definição da unidade funcional, métodos de alocação e caracterização dos processos.

Cabe salientar que a ACV foi inicialmente desenvolvida para determinar o impacto ambiental de indústrias e de seus processos de produção, sendo estendida posteriormente para diferentes tipos de atividades, bens e serviços, incluindo a

produção agrícola. Outro importante ponto a ser considerado é a possibilidade de serem incluídos nas análises aspectos sociais e econômicos (Ogino et al., 2007; Pelletier et al., 2010), permitindo na última década a expansão e consolidação da chamada intensificação sustentável.

2.4 Intensificação sustentável

O maior consenso da produção primária atual consiste, provavelmente, na premissa de que o aumento da produção deve ser realizado de preferência através do incremento dos rendimentos, em detrimento do aumento da área utilizada, como forma indireta de proteção de áreas mais sensíveis (Garnett et al., 2013; Dick et al., 2015a, 2015b). Muitos 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 já cultivadas podem gerar benefícios ambientais locais (Garnett et al., 2013), pesquisadores como Conceição et al. (2005) e Tornquist e Bayer (2009) determinaram que com maior disponibilidade de forragem, o teor de carbono (C) orgânico do solo aumentou, especialmente nas camadas superficiais. De fato, os aumentos na produtividade estimulados pelas tecnologias da Revolução Verde ajudaram a diminuir a conversão de terras no mundo em desenvolvimento no final do século passado (McNeely & Scherr, 2009). No caso do Brasil, as melhorias na produtividade de carne bovina ocorridas durante o período de 1950 a 2006 foram responsáveis por 79% do crescimento da produção nacional, evitando assim a necessidade de conversão de 525 milhões de hectares (Lobato et al., 2014).

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, uma alternativa racional é a integração da agricultura com práticas conservacionistas da vida selvagem (Dick et al., 2015b). No entanto, devido aos rendimentos nesses sistemas serem tipicamente 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 (Dick et al., 2015b), liberando assim outras terras para conservação (Garnett et al., 2013). Tal abordagem pode ser definida pelo termo intensificação sustentável (Garnett et al., 2013), ou, conforme proposto por Petersen & Snapp (2015), uma intensificação ecológica; ou ainda a ecoeficiência dos sistemas produtivos (Taube et al., 2014).

Em se tratando de pecuária, a palavra “intensificação” é particularmente problemática para aqueles preocupados com o bem-estar animal, sendo frequentemente associada com 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 (Dick et al., 2015a; Garnett et al., 2013).

As inovações agrícolas desenvolvidas com o objetivo de aumentar a produtividade e a sustentabilidade foram, e continuarão a ser, necessárias para o controle da conversão de terras e para a proteção da biodiversidade, mas, segundo Barnes (2016), claramente, não são suficientes por si só.

As mudanças ocorridas nas regiões de Chiapas, no México, nas florestas de pinheiros em Honduras, e no norte da Zâmbia, de sistemas extensivos de cultivo para sistemas intensivos, possibilitaram que os agricultores retirassem de seus sistemas de produção algumas de suas terras de baixa qualidade, de culturas ou de pastagens, e as incluíssem em reservas florestais (McNeely & Scherr, 2009); reiterando o conceito de intensificação sustentável.

Outro exemplo prático desse conceito ocorreu nas Filipinas, onde o aumento das receitas de arroz de planície reduziu a agricultura extensiva em encostas, demonstrando como a intensificação pode reduzir a pressão do desmatamento de terras em regiões vizinhas por meio da criação de empregos mais lucrativos. Esses e outros indícios sugerem que a pesquisa de aumento de receitas agrícolas (mesmo sobre tecnologias que não são reconhecidas como práticas agrícolas) possibilita que iniciativas de conservação da biodiversidade sejam bem-sucedidas (McNeely & Scherr, 2009).

2.5 Estratégias de mitigação dos impactos ambientais

Seguindo a mesma linha, Capper et al. (2009) relataram que melhorias produtivas emergem como possibilidades essenciais para mitigar os impactos ambientais dos sistemas de produção pecuária.

Dentre todas as categorias possíveis de serem avaliadas por meio da ACV, a considerada por diversos autores (Weiss & Leip, 2012, Nguyen et al. 2010 e Flysjo et al. 2012) como mais importante, pela sua influência sobre outros aspectos ambientais, é o uso da terra (Dick et al., 2015b). Esse fato se deve, principalmente pelo alto potencial de mitigação de GEE do solo (McAlpine et al., 2009; Soussana, 2010) e, sendo assim, mudanças de uso da terra podem afetar drasticamente as emissões de GEE. Desta maneira, Flysjo et al. (2012) sugerem como de suma importância o relato em separado das emissões / mitigações de C desta fonte.

2.6 Sequestro de carbono no solo

O maior dreno de C atmosférico existente é, sem dúvida, o estoque no solo, o qual compreende 2.500 gigatoneladas (Gt), incluindo 1.500 Gt de C orgânico e 1.000 Gt de C inorgânico (Lal, 2004). O estoque de C do solo é 3,3 vezes o estoque de C atmosférico (760 Gt) e 4,5 vezes o tamanho do C biótico (560 Gt) (Lal, 2004). 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).

Foi estimado por Smith et al. (2007) que o sequestro de C pelo solo pode contribuir com cerca de 89% das mitigações globais referentes à agricultura. Segundo vários autores (Conant et al., 2001; Soussana et al., 2004; Byrne et al., 2005; Jaksic et al., 2006; Maia et al., 2009), as pastagens possuem um importante papel para atuar como dreno de C em situações de intensificação dos sistemas produtivos existentes. Em áreas de pastagens bem manejadas, Cardoso (2012) determinou uma redução de 68% da PC, quando comparado ao sistema extensivo. Tal resultado corrobora com Soussana et al. (2010) que determinou que o sequestro de C pelas pastagens é uma importante forma de mitigar as emissões de GEE da pecuária. Segundo Lal (2004), o sequestro de C no solo é econômico e ambientalmente amigável.

O sequestro de C no solo é causado por sistemas produtivos que agregam grandes quantidades de biomassa ao solo, causam perturbações mínimas neste,

retém água, conservam e melhoram a estrutura, aumentando a atividade e a diversidade de espécies da fauna do solo e fortalecendo os mecanismos elementares de ciclagem (Lal, 2004). O conceito de depleção ocorre quando a saída de C excede a entrada e quando a degradação do solo é grave (Lal, 2004).

Segundo Koerber et al. (2009) e Brandão et al. (2011), a metodologia de ACV se mostra limitada ao refletir de forma simplória a importância do sequestro de C da atmosfera. Petersen et al. (2013) sugerem a adoção do Modelo Ciclo de Carbono de Bern junto à metodologia de ACV, porém, essa adoção não é consenso entre a comunidade acadêmica.

A taxa de acréscimo de C orgânico do solo (COS) devido a mudanças no uso da terra segue uma curva sigmóide, a qual atinge o seu máximo no intervalo de 5 a 20 anos, sendo que a mesma continua de forma menos intensa até se atingir um novo equilíbrio (Lal, 2004). Isso explica a ideia defendida por Petersen et al. (2013) que sugeriram que, na não adoção do Modelo Ciclo de Carbono de Bern, por eles sugerido, a ACV seja realizada usando a perspectiva de tempo de 100 anos, ao invés de 20 anos como determina o IPCC (2006).

2.7 Pagamentos por serviços ambientais

Até agora discutiu-se a redução dos impactos das atividades agropecuárias sobre o meio ambiente através 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). Entretanto, paralelamente, surgem diversas ponderações quanto ao valor de áreas de preservação. Autores como Garnett (2009) questionam se, de fato, habitats protegidos podem ser tão ou mais valorizados do que o seu uso agrícola.

Segundo a FAO (2009), os ecossistemas prestam 24 diferentes serviços; eles não somente preservam ou acumulam reservas de carbono no solo ou retém o CO₂ do ar, mas também conservam a biodiversidade, mantêm a qualidade da água, preservam o habitat da vida selvagem e possuem valor estético (Beauchemin et al., 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 na conservação de pastagens produtivas de baixa produtividade, a função destas não é apenas para o pastoreio,

mas também para a preservação da diversidade da natureza e da paisagem (Taube et al., 2014).

Seguindo essa linha, em países desenvolvidos, a política fiscal tem sido amplamente utilizada com fins de promover a conservação da biodiversidade (Nguyen, 2010). Por vezes são aplicados impostos reduzidos sobre terras com usos que conservam a biodiversidade e, em alguns casos, até mesmo a isenção destes (Nguyen, 2010). Para todas essas situações, é necessária a certificação periódica para confirmar a elegibilidade dos sistemas.

Produtores que administram suas terras e seus recursos para gerar serviços ambientais produzem serviços de valor real para suas comunidades locais, nacionais e/ou globais (Garnett, 2009). O conceito de pagamentos por serviços ambientais implica que os produtores sejam compensados diretamente por providenciarem esses serviços (Lal, 2013). Alguns programas compram dos produtores obrigações permanentes de conservação (Lal, 2013). O produtor é compensado pela perda dos futuros benefícios econômicos que poderiam advir da gleba em questão por meio de um pagamento por inteiro ou, mais frequentemente, de uma anuidade (McNeely & Scherr, 2009). É possível que tais acordos de conservação de recursos sejam o instrumento mais amplamente utilizado para conservar a biodiversidade em áreas agrícolas nos Estados Unidos e na Europa (Nguyen, 2010).

Na UE, mais de 7 milhões de hectares foram segregados de áreas de produção de cereais e de oleaginosas durante medidas de retirada de terras da produção a curto prazo, entre os anos de 1995 e 1996, incluindo mais de 15% das terras agrícolas no Reino Unido, Alemanha, França, Itália e Espanha (EC, 1999). Nos Estados Unidos, o *Conservation Reserve Program* inclui cerca de 15 milhões de hectares de terras cultivadas, cuja maioria foi semeada com forrageiras, e engloba também 800 mil hectares administrados com fins especiais de proteção à fauna selvagem, mais de 100 mil hectares de terras úmidas e 1 milhão de hectares de florestas cultivadas; todos com o objetivo específico de preservar a biodiversidade selvagem (OECD, 1997).

Com a assinatura do Protocolo de Kyoto, em 1997, na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas, o mercado de serviços de sequestro de carbono foi destacado (McNeely & Scherr, 2009). O referido acordo previu que empresas pagassem a agricultores e proprietários de florestas cultivadas pelo serviço de sequestro de carbono da atmosfera, a fim de compensar as emissões industriais

(McNeely & Scherr, 2009), utilizando-se da unidade de créditos de carbono (CNA, 2012). Uma ferramenta importante neste quesito são os Mecanismos de Desenvolvimento Limpo (MDL), com fins específicos de comercialização de créditos de carbono no mercado internacional (CNA, 2012). Segundo a FAO (2009), os países em desenvolvimento deveriam aumentar seu envolvimento nos mercados de carbono, potencializando assim seus lucros.

Em algumas situações, os pagamentos diretos podem oferecer uma alternativa de baixo custo e mais direcionada para projetos que promovam sistemas de produção mais sustentáveis (Gadanakis et al., 2015). No estado brasileiro de Minas Gerais, vários instrumentos desse tipo vêm sendo usados há anos, com fins de proteção da biodiversidade (Bernardes, 1999).

2.8 Situação do Brasil frente às mudanças climáticas

O Brasil possui mais terras aptas à agricultura do que qualquer outro país no mundo (BRASIL, 2014a). A FAO estima o potencial agrícola brasileiro ainda a ser explorado em mais de 400 milhões de hectares, enquanto o governo brasileiro considera um potencial de cerca de 300 milhões de hectares (BRASIL, 2014a). Apesar desta disponibilidade, que equivale ao total de terras agrícolas a serem exploradas da Rússia e dos Estados Unidos juntos, o Brasil foi um importador de alimentos até os anos 80 (Connolly et al., 2012).

Para modificar esta situação foram realizados, nas últimas décadas, investimentos de longo prazo em políticas públicas de ocupação, na melhoria da fertilidade dos solos, no desenvolvimento de novas variedades de plantas, no monitoramento do clima e no desenvolvimento de técnicas agrícolas mais adaptadas aos desafios encontrados nos diferentes biomas, 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 Brasil mais que quadruplicou o seu faturamento com exportação de produtos agrícolas, passando de US\$ 23 bilhões no ano de 1996 para US\$ 108 bilhões em 2006 (Connolly et al., 2012). Este processo também denominado “O Milagre do Cerrado”, transformou o País no maior

exportador mundial de carne bovina, aves, açúcar e etanol; e no segundo maior exportador de soja (Connolly et al., 2012).

Estas diferentes conquistas, que permitiram o desenvolvimento econômico e o incremento da qualidade de vida observados no País nos últimos anos, originaram, no entanto, passivos ambientais relacionados, sobretudo, à ocupação indiscriminada de áreas sensíveis do Cerrado (BRASIL, 2014b). Em termos quantitativos, estudos realizados no âmbito do Projeto de Monitoramento por Satélite do Desmatamento nos Biomas Brasileiros (MMA/Ibama/PNUD), revelaram que 47,84% dos 204 milhões de hectares do bioma Cerrado haviam sido modificados até 2008 (BRASIL, 2014c).

Em resposta a esta situação, em 2009, foi lançado o PPCerrado - Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado (BRASIL, 2014c). Também em 2009, o Brasil apresentou, na 15ª Conferência das Partes da Convenção Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (UNFCCC), realizada em Copenhague, compromissos nacionais voluntários que incluíram a redução de 40% do desmatamento no Cerrado até 2020 (BRASIL, 2014b). Estas diferentes ações consolidaram a Política Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC), promulgada em dezembro de 2009, com vistas ao desenvolvimento de iniciativas de redução de emissões de carbono (BRASIL, 2014b).

A busca de formas adequadas de uso da terra permite melhorias no nível de vida das populações rurais, mas também propicia a mitigação de impactos futuros das mudanças climáticas (Beauchemin et al., 2010). Nesta temática, o Brasil vem tentando imprimir marcas de protagonismo, desde a Convenção das Nações Unidas sobre Mudança do Clima de 1992 (Rio92).

Essa posição de vanguarda aparente, não tem, no entanto, se traduzido em vantagens substanciais para os diferentes atores da sociedade no que se refere ao mercado de carbono, por exemplo (CNA, 2012). Apesar do potencial do País para o desenvolvimento de projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL), segundo dados da IETA (*International Emissions Trading Association*), o Brasil nos últimos anos respondeu por cerca de 4% do comércio mundial de créditos de carbono. O fato do País possuir uma matriz energética limpa e a falta de informações científicas que permitam uma adequada quantificação e monitoramento a nível regional dos montantes de carbono efetivamente sequestrados em projetos de MDL, têm sido os

principais entraves apontados para uma maior participação neste mercado lucrativo e promissor (CEPEA, 2008).

No sentido de inovação e adoção de técnicas que busquem superar os impasses ambientais, os agricultores brasileiros são pioneiros no uso do plantio direto, no qual há uma preocupação em manter a superfície do solo com cobertura vegetal em crescimento, mantendo com isso mais nutrientes no solo, efetuando uma reciclagem dos mesmos e potencializando seus benefícios (Economist, 2010). 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 seus esforços em diferentes 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, 2014c). Atenção especial tem sido dada ao estímulo à Integração Lavoura-Pecuária-Floresta, onde as terras são usadas para agricultura, pecuária e cultivos florestais em diferentes arranjos produtivos, com benefícios para os diferentes componentes do sistema (BRASIL, 2014c).

Neste sentido, o Brasil deu um importante passo com a assinatura do Decreto Nº 7.390/2010, que regulamenta a Política Nacional de Mudança do Clima, que indica uma meta de corte de emissões entre 36,1% e 38,9%, até o ano de 2020. O Decreto detalha o caminho que o Brasil pretende trilhar para atingir suas metas de redução de emissões de GEE para o ano de 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; as quais 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 na palha 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 de animais (PNMC, 2008). Segundo o Governo Brasileiro, as quatro primeiras medidas objetivam reduzir juntas de 133 a 166 Mt CO₂eq, sendo que a maior parte destas reduções é relativa a recuperação de pastagens degradadas (83-104 Mt CO₂eq) (PNMC, 2008).

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 que foi proposto pelo renomado ecologista britânico Norman Myers, quando afirmou que “é do comum interesse da agricultura e do mundo natural que uma relação de apoio mútuo seja desenvolvida entre eles”.

2.9 Considerações finais

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 mais importante da agricultura atual 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, proporcione melhorias destes diferentes aspectos de nosso cotidiano.

REFERÊNCIAS

Barnes, A., 2016. Can't get there from here: attainable distance, sustainable intensification and full-scale technical potential. *Reg. Env. 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. *J. Clean. Prod.* 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. *Ag. Syst.* 103, 371–379. doi:10.1016/j.agsy.2010.03.008

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: an evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.*, 166-167, 663-677.

Bernardes, A.T., 1999. Some mechanisms for biodiversity protection in Brazil, with emphasis on their application in the state of Minas Gerais. Washington, D.C.

Brandão, M., Milà i Canals, L., Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass Bioenerg.* 35, 2323-2336.

BRASIL - Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Setores da economia: Agronegócio. Portal Brasil, 2014a. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/sobre/economia/setores-da-economia/agronegocio>>. Acesso em: 04 set. 2014.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. Conservação e Uso Sustentável. 2014b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado/conservacao-e-uso-sustentavel>>. Acesso em: 02 set. 2014.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. O Bioma Cerrado. 2014c. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 31 ago. 2014.

Byrne, K.A., Kiely, G., & Leahy, P., 2005. CO₂ fluxes in adjacent new and permanent temperate grasslands. *Ag. and Forest Meteorol.*, 135(1-4), 82-92.

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.

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 de mestrado em Ciência do Solo do Programa de Pós-Graduação em Agronomia do Instituto de Agronomia da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica.

Casey, J.W., Holden, N.M., 2006. Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Ag. Syst.* 90, 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-report. SIK e Institutet för livsmedel och bioteknik.

CEPEA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Índices nacionais e regionais de exportação do agronegócio. 2008. Disponível em: <http://www.cepea.esalq.usp.br/macro/>>. Acesso em: 17 ago 2017

CNA. Confederação Nacional de Agricultura e Pecuária, 2012. Disponível em: <http://www.canaldoprodutor.com.br/home/comissao/182/pecuaria-de-corte#wrapper>>. Acesso em: 03 set 2017.

Commoner, B., 1991. Rapid population growth and environmental stress. *Int. J. of Health Serv.* 21 (2), 199–227.

Conant, R.T., Paustian, K., Elliot, E.T., 2001. Grassland management and conversion into grassland: effects on soil carbon. *Ecol. Appl.* 11, 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. *R. Bras. Ci. Solo*, 29:777-788.

Connolly, A.J., Connolly, K.P., Lyons, M., 2012. A Seismic Change: Land Control in Africa. Is This a Wake-Up Call for Agribusiness?. *Int. Food and Agrib. Manag. Rev.* 15, 171-177.

Cordeiro, A.P.A., 2010. Tendências climáticas das variáveis meteorológicas originais, estimadas e das derivadas no balanço hídrico seriado do Rio Grande do Sul. Dissertação de mestrado em Agrometeorologia do Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.

De Vries, M., De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128 (1-3), 1-11.

Dick, M., Abreu da Silva, M., Schrank, F.S., 2013. Congresso de Pastizales. Utilização de Geoprocessamento no Planejamento de Sistemas Sustentáveis de Produção em Pastagens. *Revista de la Facultad de Agronomia UNLPam.* v. 22, supl.2, tomo2. Santa Rosa – Argentina.

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.

Dwivedi, S.L., Scheben, A., Edwards, D., Spillane, C., Ortiz, R., 2017. Assessing and Exploiting Functional Diversity in Germplasm Pools to Enhance Abiotic Stress Adaptation and Yield in Cereals and Food Legumes. *Front. in Plant Sci.* 8, 1-30.

EC – European Commission, 1999. Agriculture, environment, rural development: facts and figures: a challenge of agriculture. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg. 261p.

ECONOMIST, 2010. Brazilian agriculture: The miracle of the Cerrado: Brazil has revolutionised its own farms. Can it do the same for others?. Disponível em: <http://www.economist.com/node/16886442>>. Acesso em: 03 set. 2017.

Ehrlich, P. & Ehrlich, A., 1990. *The Population Explosion*. Simon and Schuster, New York. 320p.

FAO, 2009. Comment nourrir le monde en 2050. Rome, FAO. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/Issues_papers/Issues_papers_FR/Comment_nourrir_le_monde_en_2050.pdf>. Acesso em: 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.

FNP, 2011. Informa economics – FNP. South America. Consultoria e Informações em Agronegócios. Disponível em: <<http://www.informaecon-fnp.com/>>. Acesso em 04 de ago. 2014.

Gadanakis, Y., Bennett, R., Park, J., Areal, F.J., 2015. Evaluating the Sustainable Intensification of arable farms. *J. of Env. Manag.* 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.

Godfray H.C.J., Garnett T., 2014. Food security and sustainable intensification. *Phil. Trans. R. Soc. B* 369: 20120273. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2012.0273>

Halberg, N., Van der Werf, H., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livest. Prod. Sci.* 96 (1), 33-50.

Houghton, J.T., Meira Filho, L.G., Bruce, J., Hoesung Lee, Callander, B.A., Haites, E., Harris, N. and Maskell, K., 1995. Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and An Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios. Cambridge. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/pdf/special-reports/cc1994/climate_change_1994.pdf>. Acesso em: 25 mar. 2018.

IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006a. In: Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K. (Eds.) E. H. S. National Greenhouse Gas Inventories Programme. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, agriculture, forestry and other land use: Emissions from livestock and manure management., vol. 4. (pp. 10.11–10.89). Inst. for Global Env. Strat. (IGES), Hayama, Japan.

ISO. International Organization for Standardization, 2006. ISO 14040. Environmental management – Life cycle assessment – Principles and framework. Genève

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. *Ag. and Forest Meteorol.* 139(3-4), 323-334.

Koerber, G. R., Edwards-Jones, G., Hill, P.W., Milà i Canals, L., Nyeko, P., York, E.H., Jones, D.L., 2009. Geographical variation in carbon dioxide fluxes from soils in

agro-ecosystems and its implications for life-cycle assessment. *J. Appl. Ecol.* 46, 306-314.

Kossoy, A., Oppermann, K., Reddy, R.C., Bosi, M., Boukerche, S., Höhne, N., Klein, N., Gilbert, A., Jung, M., Borkent, B., Lam, L., Röser, F., Braun, N., Hänsel, G., Warnecke, C., 2013. Mapping carbon pricing initiatives: developments and prospects. Washington, DC: The World Bank. 96 p. (Carbon Finance at the World Bank, 77955)

Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136–148. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.002

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. ScienceDirect (Elsevier B.V.).

Leite, J.G.D.B., 2008. Inovação tecnológica na agricultura como estratégia de adaptação às mudanças climáticas: um estudo de caso. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre

Lima, C.B., Cooney, M., Cleary, D., 2014. An overview of the Brazil-China soybean trade and its strategic implications for conservation. The Nature Conservancy. 40p.

Lobato, J.F.P., Freitas, A.K., Divincenzi, 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 Sci.* 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 Env. Change* 19(1),21-33.

McNeely, J.A. & Scherr, S.J., 2009. Ecoagricultura: alimentação do mundo e biodiversidade. São Paulo (Senac São Paulo).

Mebratu, D., 1998. Sustainability and sustainable development: Historical and conceptual review. *Env. Impact Asses. Ver.* 18, 493-520.

Muller-Lindenlauf, M., Deittert, C., Kopke, U., 2010. Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livest. Sci.* 128 (1e3), 140e148.

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. *Agric. Syst.* 104 (3), 233e245.

Nguyen, T.L.T., Hermansen, J.E., Mogensen, L., 2010. Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *J. of Clean. Prod.* 18, 756–766. doi:10.1016/j.jclepro.2009.12.023

OECD, 1997. United States Departamento of Agriculture, "Agricultural resources and environmental indicators 1996-1997", in *Agricultural Handbook*, nº712, Usda, Washington, D.C., 1997; Organization for Economic Cooperation and Development, *Environmental Benefits from Agriculture: Issues and Policies*, The Helsinki Seminar, Paris.

Ogino, A., Orito, H., Shimada, K., Hirooka, H., 2007. Evaluating environmental impacts of the Japanese beef cow–calf system by the life cycle assessment method. *Anim. Sci. J.* 78, 424–432.

Opio, C., Sironi, D., Thieme, O., Weiler, V., 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector e a Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome.

Pelletier, N., Pirog, R., Rasmussen, R., 2010. Comparative life cycle environmental impacts of three beef production strategies in the Upper Midwestern United States. *Agric. Syst.* 103, 380–389.

Prescott-Allen, R., 1997. *Barometer of Sustainability: Measuring and communicating wellbeing and sustainable development*. Cambridge: IUCN.

Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N., 2013. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *J. of Clean. Prod.* 52, 217-224. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.03.007>

Petersen, B.M. & Snapp, S., 2015. What is sustainable intensification? Views from experts. *Land Use Policy.* 46, 1-10.

PNMC – Plano Nacional sobre Mudanças do Clima, 2008. Decreto nº 6.263, de 21 de novembro de 2007. Governo Federal. Comitê Interministerial sobre Mudança do Clima. Brasil.

Robert, K.H., Schmidt-Bleek, B., Aloisi de Larderel, J., Basile, G., Jansen, J.L., Kuehr, R., Price Thomas, P., Suzuki, M., Hawken, P., Wackernagel, M., 2002. Strategic sustainable development – selection, design and synergies of applied tools. *J. of Clean. Prod.* 10, 197-214.

Robert, K. H., 2000. Tools and concepts for sustainable management, how do they relate to a general framework for sustainable development, and for each other? *J. of Clean. Prod.* 8, 243-254.

Robinson, J., 2004. Squaring the circle? Some thoughts on the idea of sustainable development. *Ecol. 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.), *Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (Eds.), 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 996p.

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, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Anim.: An Int. J. of Anim. Biosci.* 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 Sci.* 69(1), 2-17.

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

Van Bellen, H, M., 2004. Desenvolvimento Sustentável: Uma Descrição das Principais Ferramentas de Avaliação. *Ambiente & Sociedade.* 7(1).

Veysset, P., Lherm, M., Bébin, D., 2010. Energy consumption, greenhouse gas emissions and economic performance assessments in French Charolais suckler cattle farms: model-based analysis and forecasts. *Agric. Syst.* 103, 41–50.

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.

Xavier, J.H.V., Caldeira-Pires, A., Zoby, J.L.F., Gastal, M.L., 2005. Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas de produção da agricultura familiar em Unaí, MG: resultados econômicos e impactos ambientais. *Cadernos de Ciência & Tecnologia.* 22(3), 547-586.

Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M., 2013. The carbon footprint of pasture-based milk production: can white clover make a difference? *J. Dairy Sci.* 96(2), 857-865.

CAPÍTULO 1 – PEGADA DE CARBONO DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO LEITEIRA FAMILIAR DO SUL DO BRASIL

RESUMO

Frente à inegável interferência antrópica nas emissões de gases de efeito estufa (GEE) e ao consequente aquecimento global, ações que mitiguem estes efeitos são necessárias em caráter de urgência. A agropecuária contribui nessas emissões, mas tem a possibilidade de compensá-las em grande parte por meio da fixação de carbono orgânico no solo. Diante desta nova realidade, o presente trabalho objetivou avaliar, por meio da análise de ciclo de vida (ACV), a emissão de GEE de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil com vistas à sua diferenciação e certificação. A descrição do sistema incluiu: (1) sua caracterização inicial, pela metodologia de painel, com o envolvimento de diferentes atores da produção agropecuária regional; (2) a caracterização individual de sessenta propriedades representativas da produção leiteira local, por entrevistas semiestruturadas e georreferenciamento e (3) uso de informações bibliográficas e oriundas de bases de dados para a determinação de processos complementares. A unidade funcional utilizada foi a produção de um kg de leite e a alocação leite / carne foi realizada com base nos seus respectivos teores proteicos. Foram obtidas emissões de 0,496 kg CO₂ eq.* kg de leite⁻¹, das quais 66,3% foram oriundas dos animais, 24,5%, 5,02% e 0,03% dos concentrados, volumosos e minerais utilizados na suplementação, e 2,85% e 0,45% das pastagens e do fornecimento de água para os animais, respectivamente. Estes valores são 2 a 3 vezes menores que os atribuídos à produção leiteira da Europa e da América do Norte; e de 6 a 10 vezes menores que os de regiões de produção predominantemente extensiva, como é o caso da América do Sul. Estes resultados evidenciam o potencial produtivo-ambiental da Região e a oportunidade de se desenvolver novos estudos com o intuito de identificar e valorizar sistemas produtivos diferenciados que compõem a diversidade da agropecuária brasileira.

Palavras chave: intensificação sustentável, aquecimento global, sustentabilidade.

CHAPTER 1 – CARBON FOOTPRINT OF A SMALLHOLDER DAIRY SYSTEM OF SOUTHERN BRAZIL

ABSTRACT

In the face of undeniable anthropogenic interference with greenhouse gas (GHG) emissions and consequent global warming, actions that mitigate these effects are urgently needed. Agriculture contributes these emissions, but has the possibility of compensating them largely by fixing organic carbon in the soil. In view of this new reality, the present work aimed to evaluate, through the life cycle analysis (LCA), the GHG emission of a dairy production familiar system to the south of Brazil with a view to their differentiation and certification. The description of the system included: (1) its initial characterization, by the panel methodology, with the involvement of different actors of regional agricultural production; (2) the individual characterization of sixty representative properties of local dairy production, through semi-structured interviews and georeferencing and (3) use of bibliographic information and data from databases for the determination of complementary processes. The functional unit used was the production of one kg of milk and the milk / meat allocation was performed based on their respective protein content. Emissions of 0.496 kg CO₂ eq. * Kg of milk⁻¹ were obtained, of which 66.3% were obtained from animals, 24.5%, 5.02% and 0.03% of the concentrates, bulks and minerals used in supplementation, and 2.85% and 0.45% of pastures and water supply to the animals, respectively. These values are 2 to 3 times lower than those attributed to milk production in Europe and North America; and 6 to 10 times lower than those of regions of predominantly extensive production, such as South America. These results highlight the productive potential of the Region and the opportunity to develop new studies with the purpose of identifying and valuing differentiated productive systems that make up the diversity of Brazilian agriculture.

Key words: sustainable intensification, global warming, sustainability.

1 INTRODUÇÃO

A crescente demanda global por alimentos que ocorreu a partir da segunda metade do século XX (FAO, 2009a) motivou um aumento da produção agrícola mundial sem precedentes. Tal prosperidade possibilitou atender a demanda da população em rápida expansão, com um abastecimento constante de alimentos, além de acumular excedentes de alimentos em uma escala nunca vista na História (McNeely & Scherr, 2009).

Atualmente, diante das estimativas de aumento da população dos atuais 7 para 9,15 bilhões de pessoas em 2050 (Dwivedi et al., 2017), a agricultura se encontra face a um novo desafio: aumentar em cerca de 50% a produção de grãos e dobrar o fornecimento de carne até 2050 (FAO, 2009a). Nesta escala de tempo, globalmente, a intensificação responderá por 90% do aumento da produção agrícola, dos quais 80% serão oriundos dos países em desenvolvimento. A agropecuária terá grande contribuição potencial, uma vez que sistemas intensivos produzem mais carne e leite em menor área e em menos tempo, com menores emissões de GEE por kg de produto, do que sistemas extensivos (Cederberg et al., 2009; Dick et al., 2015a).

Tal aumento deve ser efetuado em um contexto de restrição da disponibilidade de água doce (Economist, 2010), esgotamento de nutrientes, erosão dos solos, desmatamento, desertificação e perda da biodiversidade (FAO, 2009a). Além disso, a emissão de gases de efeito estufa (GEE), como o gás carbônico (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), resultantes da atividade humana, gerou, nos últimos anos, taxas de aquecimento que passaram a ameaçar os sistemas sociais e ambientais, devido ao fato dos mesmos não conseguirem se adaptar na mesma velocidade (Leite, 2008). Mesmo que as condições climáticas da Terra apresentem desde sempre modificações, a atividade humana tornou-se, nas últimas décadas, uma força maior que afeta o processo natural com consequências potencialmente importantes (Cordeiro, 2010), sendo vista como o principal propulsor das mudanças climáticas (Beauchemin et al., 2011).

Diante de tal situação emerge a pergunta: como aumentar a produção de alimentos sem, com isso, impactar negativamente o ambiente e sem abrir mão da rentabilidade econômica? Isto sugere um enfoque alternativo e racional, baseado no uso eficiente da terra, segundo a qual os rendimentos devem ser aumentados em

terras cultiváveis (Dick et al., 2015b), diminuindo, assim, a pressão de uso sobre áreas mais sensíveis, numa abordagem de intensificação sustentável (Garnett et al., 2013).

Em se tratando de emissões de GEE, a agricultura contribui com 10 a 12% das emissões antropogênicas globais (Kristensen et al., 2011), mas tem o potencial de absorver 80 a 88% deste valor por ano, principalmente, através da fixação de C orgânico no solo (FAO, 2009b). No entanto, além do manejo racional necessário, a produção vegetal é altamente vulnerável ao clima (temperatura, precipitação e concentração de CO₂) e pouco se sabe sobre suas perspectivas da produção animal e vegetal, no contexto atual das mudanças climáticas (Chang et al., 2015). Mesmo assim, no caso europeu, a produção de gado baseada em pastagens, com importante participação de forragens na alimentação animal, constitui uma vantagem na busca de uma agricultura mais sustentável, apesar do fato desta modalidade produtiva representar somente cerca de 25% do total produzido (Chang et al., 2015).

No Brasil, mais de 83% da produção pecuária é efetuada em pastagens, sendo que estas ocupam aproximadamente três quartos das terras agrícolas nacionais (Ferraz & Felício, 2010). Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA, 2011), o Brasil poderá se tornar o maior produtor de alimentos do mundo em 20 anos, produzindo o dobro da carne e o quádruplo dos grãos e fibras produzidos atualmente.

Nesta perspectiva, é fundamental um maior conhecimento da variabilidade dos sistemas de produção agropecuária existentes no território brasileiro, a fim de se identificar, reconhecer e valorizar sistemas de produção eficientes em termos produtivos e ambientais. Distintas regiões brasileiras se destacam por seu potencial produtivo quando comparadas à média nacional, porém muito pouco ou quase nada se sabe sobre seu desempenho socioeconômico e ambiental. Dentre estas regiões se destaca a Região do Planalto Médio do Estado do Rio Grande do Sul, por apresentar condições edafoclimáticas e culturais particularmente favoráveis à produção agropecuária.

Assim, o presente trabalho objetivou avaliar, através da análise de ciclo de vida, a emissão de GEE de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil, com vistas à sua diferenciação e posterior certificação.

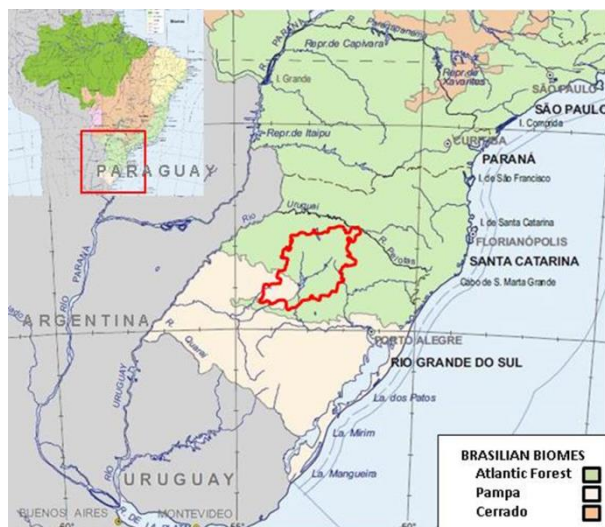
2 MATERIAL E MÉTODOS

A análise de ciclo de vida (ACV) foi descrita conforme as recomendações das normas ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006).

2.1 Descrição do sistema, limites e unidade funcional

O sistema produtivo estudado é característico da produção de leite da Região do Planalto Médio do Estado do Rio Grande do Sul (RS), situada no seu quadrante norte - Bioma Mata Atlântica - entre 27°38' e 29°04' de latitude sul e 52°16' e 53°50' de longitude oeste (Figura 1). O clima é subtropical úmido Cfa, segundo a classificação de Köppen (Moreno, 1961), com temperaturas médias entre 16 e 18° C, máximas entre 22 e 25° C e mínimas entre 10 e 13° C (S.A.R.S., 1979). O mesmo é baseado no uso de pastagens constituídas, principalmente por azevém (*Lolium multiflorum*), aveia (*Avena* sp.), ervilhaca (*Vicia sativa*) e trevo branco (*Trifolium repens*), no inverno, e capins bermuda e estrela (*Cynodum* sp.) no verão. Caracteriza-se por pequenas propriedades (em torno de 20 ha), exploradas de forma familiar, com boa cobertura de solo, diversificação de culturas, uso de plantio direto e histórico conservacionista, onde os animais são mantidos em pastejo rotativo, de um a dois dias por piquete. As áreas de pastagem, em geral, apresentam alta produção e fertilidade, com pH em torno de 6. Tem-se como resultado um padrão de produção médio a alto, com pequenas variações entre as estações do ano.

Figura 1. Localização da região de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor

A unidade produtiva simulada foi composta por um rebanho originado a partir

de 100 fêmeas e suas respectivas progênes, durante toda sua vida produtiva (9 anos). A descrição do sistema (Tabela 1) incluiu: (1) sua caracterização inicial, pela metodologia de Painei, a qual define propriedades representativas (Plaxico & Tweeten, 1963), com o envolvimento de diferentes atores da produção agropecuária regional; (2) a caracterização individual de sessenta propriedades representativas da produção leiteira local, pela aplicação de entrevistas semiestruturadas, quantificação de insumos e georreferenciamento e (3) uso de informações bibliográficas e oriundas de bases de dados para a determinação de processos complementares.

O sistema incluiu os animais, as pastagens e a suplementação com sal mineralizado e concentrados, assim como, os recursos utilizados para produzir esses componentes (minerais, combustíveis, etc.) e o transporte do material, tanto externa como internamente à unidade produtiva. Dados relativos à produção e transporte de insumos externos foram obtidos a partir da base de dados Ecoinvent® 3.0.

Tabela 1. Parâmetros utilizados para a construção do sistema

Descrição		Descrição	
Taxa de natalidade (%)	83,01	Taxa média de descarte (%*ano ⁻¹)	20
Peso ao nascimento (kg)	35	GPV vacas de descarte (kg*animal*dia ⁻¹)	1
Taxa de mortalidade (%)	7,41	Peso de abate vacas de descarte (kg)	550
GPV até 1º parto (kg*animal*dia ⁻¹)	0,516	Rendimento de carcaça (%)	47
Idade à primeira cria (meses)	26	Produção de MS inverno (ton*ha*ano ⁻¹)	11,5
Taxa de lactação	83,74	Produção de MS verão (ton*ha*ano ⁻¹)	20
Produção leite (kg*vaca*dia ⁻¹)	20	Fator Ym (conversão energia/metano) ³	6
Teor de gordura do leite (%)	3,2	Digestibilidade da forragem (%) ^{2, 4, 5}	67
Tempo de lactação (dias)	319	Consumo médio (kg MS*animal*dia ⁻¹) ^{2, 6}	15,3
Intervalo entre partos (meses)	12	Eficiência de uso da forragem (%) ^{1, 7}	75
Peso vaca adulta (kg)	500	Lotação (UGM*ha ⁻¹)	5

¹Blanco et al, 2007; ²Gonzalez et al, 2009; ³IPCC, 2006; ⁴Krolow, et al, 2012; ⁵Lima et al, 2002; ⁶NRC, 2000; ⁷Santos et al, 2006.

Os limites do sistema incluíram os processos de dentro da unidade produtiva (do berço à porteira), onde segundo Vergé et al. (2013), ocorrem a maior parte das emissões da produção pecuária, relacionadas principalmente aos animais, pastagens, e fornecimento de água e suplementos. Não foram considerados na análise levantamentos diretos de dados referentes aos bens de capital (maquinários, construções, etc.), assim como, eventuais medicamentos e defensivos utilizados, devido à indisponibilidade de informações, sendo estas obtidas através de revisão bibliográfica.

A unidade funcional adotada foi a produção de 1 kg de leite. No fornecimento de água aos animais foram considerados dados relativos à utilização de bebedouros

(90%) e aguadas naturais (10%). A energia utilizada e a estimativa de impacto do transporte e dos materiais componentes dos sistemas foram baseadas em dados secundários contidos na base de dados Ecoinvent® 3.0, considerando-se no caso do transporte externo de insumos uma média de 250 km (Frischknecht, et al., 2007).

2.2 Cálculo dos impactos

Foram estimadas as mitigações e emissões das pastagens, dos dejetos e da fermentação entérica dos animais. As emissões de gases de efeito estufa (GEE) foram estimadas por categoria animal durante o período total considerado, por litro de leite e por kg de GPV, e incluíram: as emissões de metano (CH_4), oriundas da fermentação ruminal e das dejeções dos animais; as emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N_2O) devidas à disposição de dejeções dos animais na pastagem e; o balanço de gás carbônico (CO_2) – assumindo os estoques de carbono (C) no solo como sendo estáveis. Todos os cálculos foram feitos de acordo com o IPCC (2006a, 2006b), capítulos 10 e 11, *tier 2*.

De acordo com os referidos capítulos, os valores diários de energia líquida, necessários para cada categoria animal, foram estimados a partir das energias de manutenção, atividade, crescimento, gestação, lactação e trabalho. A partir desta informação, o consumo de energia bruta foi estimado e as emissões foram calculadas em função da qualidade da dieta expressa na digestibilidade e no fator Y_m descritos no Quadro 1. As emissões de CH_4 a partir do estrume dos animais foram calculadas considerando o tipo de alimento, o clima predominante e a gestão de resíduos (por deposição direta) característicos do sistema. As emissões de N_2O diretas foram calculadas pela diferença entre a retenção e a excreção de nitrogênio pelos animais. Já as emissões indiretas de N_2O foram estimadas pela fração de N assumida como perdida por lixiviação e volatilização.

2.3 Análise de impacto e alocação

O agrupamento e a conversão das diversas intervenções em impactos ambientais potenciais foram realizados com o auxílio do software SimaPro® 8.4 (Goedkoop et al., 2016), através do método *Recipe midpoints* versão 1.6 (Goedkoop et al., 2009), com padrão de normalização *World H* e perspectiva *Hierarchist*. Na

determinação do impacto foram adotados os seguintes fatores de caracterização: kg CO₂ x 1, kg CH₄ biogênico x 22 (Muñoz et al., 2013, 2012), CH₄ fóssil x 25 e kg N₂O x 298 (Forster et al., 2007), com potencial de aquecimento global num horizonte de tempo de 100 anos (GWP 100).

A determinação dos valores de emissão atribuídos à carne e ao leite foi realizada por alocação de massa ponderada pelo teor proteico, ou seja, em função da quantidade total de proteína contida nos produtos oriundos do sistema.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a alocação proteica, obteve-se emissões de 0,496 kg de CO₂ equivalente por litro de leite (eq.* kg leite⁻¹), tendo sido atribuído à produção de leite 77,89% do total emitido. A fim de contextualizar este resultado, buscou-se compará-lo com os obtidos em outras regiões e sistemas produtivos. Porém, dados e resultados de análises de ciclo de vida são difíceis de comparar. Alguns estudos consideram as emissões ou remoções devidas ao uso da terra, outros não; alguns adotam uma abordagem do "berço ao túmulo" e outros do "berço à porteira" (De Vries & De Boer, 2010; Yan et al., 2013). Diferenças de unidade funcional, métodos de alocação e caracterização dos processos ocorrem mesmo entre estudos com objetos semelhantes de análise (Halberg et al., 2005).

Os resultados obtidos no presente trabalho são similares aos observados na produção leiteira, predominantemente, pastoris da Nova Zelândia ou em sistemas europeus de produção orgânica. Segundo Basset-Mens et al. (2005), na produção leiteira novo-zelandesa, baseada na utilização de pastagens temperadas perenes de alta produção e na condução dos animais em pastejo o ano inteiro, são emitidos 0,72 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹. Na produção orgânica europeia, caracterizada pela utilização de mais do que o dobro dos insumos utilizados na região do presente estudo, as emissões são mais variáveis. Na Alemanha, Hirschfeld et al. (2008) estimaram emissões de GEE de 0,64 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹, podendo, segundo Hass et al. (2001), alcançar valores da ordem de 1,3 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹, em sistemas orgânicos menos intensivos. Na Suécia, segundo Cederberg & Flysjö (2004) são emitidos entre 0,73 a 1,11 kg CO₂ eq.* kg leite orgânico produzido⁻¹.

Valores inferiores a 1 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹ são também relatados quando os inventários de emissões incluem remoções de C por pastagens ou áreas de preservação (Dollé et al., 2011); ou ainda, quando os mesmos se referem a unidades produtivas diferenciadas, que se destacam em estudos de variabilidade de sistemas produtivos, como os realizados por Rotz et al. (2010), Hagemann et al. (2011) e Bonesmo et al. (2013), por apresentarem baixos valores de emissão de GEE.

Diferentemente, valores maiores que 1 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹ caracterizam, a produção leiteira norte-americana e europeia convencional, bem como, sistemas de produção leiteira extensiva, típicos de países menos desenvolvidos. No caso dos sistemas intensivos da Europa e da América do Norte, Casey & Holden (2005) e Capper et al. (2009), estimaram emissões de 1,3 kg CO₂ eq.* kg de leite corrigido pela energia (ECM)⁻¹ e 1,35 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹, respectivamente. Em sistemas extensivos de produção, Bartl et al. (2011) observaram no Peru emissões de 13,78 kg CO₂ eq.* kg ECM⁻¹ em terras altas e 3,18 kg CO₂ eq.* kg ECM⁻¹ na região costeira. Com relação ao presente estudo, a maior magnitude desses valores, se justifica, no primeiro caso, pela maior utilização de insumos, com destaque para concentrados importados e derivados de combustíveis fósseis. No segundo caso, os maiores valores de emissão de GEE se devem à atribuição do total de emissões a menores quantidades de produto, devidas à menor produtividade dos sistemas peruanos.

Ao se comparar o valor total de emissões obtido no presente estudo com a média mundial, estimada pela FAO (2010) em 2,4 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹, pode-se observar que o valor estimado para o sistema de produção objeto deste trabalho é 5,8 vezes menor. Cabe lembrar que, segundo o mesmo relatório da FAO (2010), os maiores índices de emissões de GEE da produção leiteira mundial encontram-se na África Sub-Saariana (7,5 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹, em média) e nos países da Ásia do Sul e Ocidental, Norte da África, América Central e do Sul (entre 3 e 5 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹). Este relatório determina ainda que as menores emissões de GEE * kg leite⁻¹ do mundo são encontradas na Europa e na América do Norte (entre 1 e 1,5 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹), reiterando a relação inversa demonstrada por Cederberg et al. (2009) e Bartl et al. (2011) entre impactos ambientais e performances produtivas. Ao comparar estas emissões com as estimadas no presente estudo, verificamos que as emissões de GEE dos sistemas de produção de leite da região sul-brasileira são de 2 a 3 vezes menores que os valores de emissão atribuídos pela FAO aos sistemas

leiteiros europeus e norte-americanos; e cerca de 6 a 10 vezes menores que os valores atribuídos a regiões de produção predominantemente extensiva, como é o caso da América do Sul.

Tais resultados evidenciam o potencial produtivo-ambiental dos sistemas leiteiros da região objeto do presente estudo, destacando sua capacidade de produzir sem abrir mão da preservação ambiental. Sua interpretação encontra amparo no conceito de intensificação sustentável exposto por Garnett et al. (2013), no qual regiões que possuem um grande potencial de uso agrícola devem expressar sua aptidão produtiva, a fim de permitir uma utilização menos intensiva de áreas com limitações.

Tabela 2. Contribuição das diferentes atividades e componentes para o total de emissões (kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹).

Total	Animal	Pastagens	Concentrados	Forragens conservadas	Bebedouros	Sal mineralizado
0,496	0,329	0.01414	0,126	0,0249	0,00225	0,000164

A determinação da contribuição relativa das diferentes atividades e componentes destas emissões permite um melhor entendimento de sua composição e fornece subsídios para direcionar as intervenções. Das emissões de GEE oriundas dos animais (0,329 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹ - o que corresponde 66,3% do total de emissões), 97,66% são devidas à fermentação entérica, o que representa 64,75% das emissões totais do sistema (Tabela 2). Este valor é superior ao observado em diferentes sistemas produtivos da União Europeia e da América do Norte, nos quais esta contribuição oscila entre 32 e 42% (Weiss & Leip, 2012), e 48% (McGeough et al., 2012), respectivamente. A menor importância relativa das emissões entéricas obtidas por estes autores deve-se à maior contribuição de emissões oriundas do tratamento de dejetos e à maior utilização de alimentos concentrados e demais insumos produzidos externamente às unidades produtivas. No caso do sistema estudado, a deposição direta o ano todo das dejeções dos animais na pastagem, a sua alta produtividade e a produção, nas próprias unidades produtivas, de grande parte dos alimentos utilizados na suplementação dos animais, colaboram para diminuir a participação dos demais processos no total das emissões. Como consequência, os concentrados, volumosos e minerais utilizados na suplementação respondem por 24,5%, 5,02% e 0,03% do total das emissões; e as pastagens e o

fornecimento de água para os animais por somente 2,85% e 0,45% deste total, respectivamente.

Nesta situação, ajustes no manejo das pastagens, que permitam aumentar sua qualidade e eficiência de uso, reduzindo de forma direta as emissões oriundas dos animais, emergem como fator primordial de incremento do desempenho ambiental, tendo-se em conta que o potencial de mitigação das emissões de GEE pelas pastagens e demais recursos alimentares é maior que o das emissões oriundas dos animais (FAO, 2009b). Tais avanços poderiam resultar no aumento da produção leiteira, simultaneamente, à redução das emissões numa estratégia ganha-ganha, onde múltiplas perspectivas são beneficiadas pela adoção de determinada prática (Moran & Wall, 2011).

Em estudo que incluiu unidades produtivas de 38 países, Hagemann et al. (2011) demonstraram que em propriedades de alta eficiência, fatores como produção de leite, tempo de vida produtiva das vacas, uso da terra e de capital, e produção de carne associada à produção leiteira predispõem a obtenção de baixas emissões de GEE *kg de produto⁻¹. Estes autores também observaram que os efeitos resultantes do arranjo dos diferentes fatores do sistema produtivo sobre as emissões de GEE são mais impactantes que os efeitos individuais de determinados componentes. Essas premissas coincidem com as afirmações de Moran & Wall (2011), segundo os quais reduções das emissões oriundas da produção animal no mundo em desenvolvimento oferecem sinergias significativas e um triplo benefício potencial, que inclui ganhos de produtividade, conservação ambiental e redução da pobreza.

A consideração destes elementos permite um entendimento mais global dos resultados obtidos no presente trabalho, cuja região de estudo, predominantemente rural, concilia produção familiar, histórico preservacionista e alto potencial produtivo e renda per capita, em relação às demais regiões sul-brasileiras. Evidenciando a presença de estratégias “ganha-ganha”, nela observa-se a compensação das emissões de combustíveis fósseis pelo acúmulo de carbono orgânico no solo e a fixação de nitrogênio por leguminosas em substituição parcial de fertilizantes nitrogenados, a qual oferece segundo Lal (2004) múltiplos benefícios biofísicos e sociais. Nesta perspectiva, a redução das emissões via melhoramento das pastagens e incentivo do sequestro de C no solo se constituem numa ponte que reúne respostas simultâneas a temáticas globais como mudanças climáticas, desertificação e

biodiversidade, representando uma ligação natural entre três convenções da ONU (Lal, 2004).

Estas constatações permitem inferir que o conflito apontado por alguns, entre proteção ambiental e competitividade econômica, é uma falsa dicotomia. Sistemas produtivos, como o aqui estudado, caracterizados por alta produção vegetal, cobertura do solo, plantio direto e diversificação de culturas, tendem a apresentar alta rentabilidade. Da mesma forma, incrementos na capacidade de suporte e na digestibilidade das pastagens são eventos que por si só atuam na redução das emissões por área e por animal, mas que também poderiam compensar, no sistema estudado, reduções do uso de concentrados, dando origem a novas relações insumo-produto e alternativas de otimização produtivo-ambiental.

A noção de uma luta inevitável entre a ecologia e a economia surge de uma visão estática da regulamentação ambiental, na qual a tecnologia, os produtos, os processos e as necessidades das pessoas são constantes (Porter & van der Linde, 1995). Ao contrário, o novo paradigma da competitividade internacional é dinâmico, baseado na inovação e no conhecimento do que os consumidores desejam (Moran & Wall, 2011). Por outro lado, em meio ao crescimento do mercado voluntário de carbono e da demanda por produtos diferenciados, observados nos últimos anos, cresce cada vez mais a possibilidade dos produtores lucrarem com a venda de créditos de C (Moran & Wall, 2011) ou de produtos de alto valor agregado. Neste sentido, a ACV impõe-se como ferramenta de quantificação de impactos ambientais em projetos similares ao que ampara o presente trabalho, fruto da demanda e da viabilização financeira de produtores e instituições da região; e como instrumento de identificação e implementação de estratégias de desenvolvimento e marketing (Castanheira et al., 2010).

Apesar das diferenças e aparentes contradições verificadas, quando da comparação do sistema em estudo com outras situações, este procedimento permitiu destacar alguns temas e perspectivas conceituais com importante potencial de contribuição metodológica para trabalhos futuros e de geração de novas oportunidades de valorização das peculiaridades produtivas, econômicas e culturais do sistema estudado.

Por fim, destaca-se que na estimativa das emissões de GEE, após alocação em função da quantidade total de proteína contida nos produtos oriundos do sistema,

obteve-se, além do valor de emissões estimado para o leite, a emissão de 2,73 kg CO₂ eq.*kg de ganho de peso vivo (GPV)⁻¹, atribuídos à carne, subproduto do sistema. Tal valor é bastante baixo, principalmente se considerado o fato de que as raças que compõem o sistema estudado não possuem aptidão para produção de carne, mas sim, para produção de leite.

Em sistemas sul-brasileiros, procedimentos de alocação baseados na massa total dos produtos parecem mais adequados que critérios econômicos seguidamente utilizados (Casey & Holden, 2005; Cederberg & Stadig, 2003; Thomassen et al., 2008) por serem menos influenciados por fatores de curto prazo, dada a grande variação de preços que pode ocorrer entre anos e estações. A escolha da massa proteica reflete a função primária do setor de lácteos, de fornecer aos consumidores proteínas comestíveis de alto valor (Gerber et al., 2011). Esta abordagem também facilita a comparação com outros produtos alimentícios (Gerber et al., 2011). Porém, segundo a FAO (2010), na avaliação do efeito de diferentes abordagens de alocação de emissões entre leite e carne, a escolha de diferentes critérios não gerou resultados muito diferentes.

4 CONCLUSÕES

O sistema de produção leiteira avaliado apresenta emissões de 0,496 kg de CO₂ eq.*kg leite⁻¹, sendo 77,89% das emissões totais atribuídas à produção de leite.

Tais emissões evidenciam o diferencial produtivo-ambiental do sistema estudado, demonstrando sua capacidade de conciliar produção e preservação ambiental, na medida em que, para cada litro de leite produzido, são emitidos 2 a 3 vezes menos GEE do que nos sistemas intensivos europeus e norte-americanos, emissões essas 6 a 10 vezes menores que as oriundas da produção extensiva típica de outras regiões sul-americanas.

Contribuíram para este resultado a utilização de pastagens de alta produção, a condução dos animais em pastejo o ano inteiro e a utilização de insumos - em grande parte, produzidos nas próprias unidades produtivas - em quantidades sensivelmente menores que as utilizadas nos sistemas intensivos europeus e norte-americanos.

Diferentes características do sistema influenciaram a participação das diferentes atividades e componentes do sistema no total das emissões. A deposição

direta das dejeções dos animais nas pastagens determinou sua baixa participação nas emissões oriundas dos animais, enquanto que a alta produção e qualidade das pastagens definiu sua baixa participação no total de emissões.

Estratégias para mitigar as emissões do sistema devem incluir ajustes no manejo das pastagens, que permitam aumentar sua qualidade e eficiência de uso. Estas ações devem permitir incrementos da produção leiteira, simultâneos a reduções das emissões numa estratégia ganha-ganha e uma abordagem de intensificação sustentável. Incrementos na capacidade de suporte e na digestibilidade das pastagens também podem compensar reduções do uso de concentrados, dando origem a novas relações insumo-produto e alternativas de otimização produtivo-ambiental.

Tais intervenções poderão representar possibilidades efetivas de aprimoramento do sistema e vias de potencialização de suas facilidades. Entretanto, essas modificações devem ser monitoradas por estudos complementares de ACV, a fim de assegurar-se de que migrações para práticas alternativas não criem outros problemas.

A nosso conhecimento, este trabalho representa a primeira ACV da produção de bovinos de leite no Sul do Brasil, tendo como base os impactos ambientais de toda a vida produtiva de todas as categorias animais que compõem o sistema. Sua proposição sem pretender o estabelecimento de padrões absolutos, visa contribuir para uma maior compreensão da produção bovina no contexto da sustentabilidade, com vistas à formulação de sistemas de produção mais amigáveis em termos socioeconômicos e ambientais.

5 REFERÊNCIAS

- Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T., 2011. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. *J. Clean. Prod.* 19 (13), 1494-1505.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Carran, A., 2005. First life cycle assessment of milk production from New Zealand dairy farm systems. S. I. (NZ). AgResearch Limited/Ruakura Research Centre, Hamilton, New Zealand. 258-265.
- 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 e evaluation using farm-based life cycle assessment. *Anim. Feed Sci. Technol.* 166-167, 663-677.
- 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 Ecol.* 8(1), 57-65.
- Bonesmo, H., Beauchemin, K.A., Harstad, O.M., Skjelvag, A.O., 2013. Greenhouse gas emission intensities of grass silage based dairy and beef production: A systems analysis of Norwegian farms. *Livest. Sci.* 152, 239-252.
- Brandão, M., Milà i Canals, L., Clift, R., 2011. Soil organic carbon changes in the cultivation of energy crops: implications for GHG balances and soil quality for use in LCA. *Biomass Bioenerg.* 35, 2323-2336.
- 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.
- Casey, J.W. & Holden, N.M., 2005. Analysis of greenhouse gas emissions from average Irish milk production systems. *Ag. Sys.* 86, 97–114.
- Castanheira, É.G., Dias, A.C., Arroja, L., Amaro, R., 2010. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Ag. Sys.* 103, 498–507. doi:10.1016/j.agry.2010.05.004
- Cederberg, C., Flysjö, A., 2004. Life Cycle Inventory of 23 Dairy Farms in South-Western Sweden. The Swedish Institute for Food and Biotechnology, SIK-Rapport, Gothenburg, Sweden. 59p.
- 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, Gothenburg, Sweden. 77p.
- Cederberg, C., Stadig, M., 2003. System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. Life Cycle Assess.* 8, 350–356
- Chang, J., Viovy, N., Vuichard, N., Ciais, P., Campioli, M., Klumpp, K., Martin, R., Leip, A., Soussana, J.F., 2015. Modeled Changes in Potential Grassland Productivity and in Grass-Fed Ruminant Livestock Density in Europe over 1961-2010.(Report). *PLoS ONE*, Vol.10(5).
- Cordeiro, A.P.A., 2010. Tendências climáticas das variáveis meteorológicas originais, estimadas e das derivadas do balanço hídrico do Rio Grande do Sul. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 273p.

De Vries, M., De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128(1-3), 1-11.

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.

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. *Prod. Anim.* 24(5), 415.

Dwivedi, S.L., Scheben, A., Edwards, D., Spillane, C., Ortiz, R., 2017. Assessing and Exploiting Functional Diversity in Germplasm Pools to Enhance Abiotic Stress Adaptation and Yield in Cereals and Food Legumes. *Front. in Plant Sci.* 8, 1-30.

ECONOMIST, 2010. The miracle of the Cerrado: Brazil has revolutionised its own farms. Can it do the same for others?. *Brazilian agriculture*. Disponível em: <<http://www.economist.com/node/16886442>>. Acesso em: 26 nov. 2017.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2009a. Comment nourrir le monde en 2050. Rome, Italy. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/templates/wsfs/docs/Issues_papers/Issues_papers_FR/Comment_nourrir_le_monde_en_2050.pdf>. Acesso em: 24 nov. 2017.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2009b. Grasslands: Enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation. Rome, Italy. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2009/smsn/igo/043.pdf>>. Acesso em: 22 nov. 2017.

FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2010. Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector: A Life Cycle Assessment. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.

Ferraz, J.B.S. & Felício, P.E., 2010. Production systems – An example from Brazil. *Meat Sci.* 84, 238–243.

Forster, P., Ramaswamy, V., Artaxo, P., Berntsen, 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 Einbezug 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. *Livest. Sci.* 139, 100–108. doi:10.1016/j.livsci.2011.03.012

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., 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. 126p.

Goedkoop, M., Schryver, A.D., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2016. Introduction to LCA with SimaPro. PRé Consultants. 80p.

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 J. Anim. Sci.* 38(10), 1983-1988.

Haas, G., Wetterich, F., Kopke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in Southern Germany by process life cycle assessment. *Agric. Ecosyst. Environ.* 83(1-2), 43-53.

Hagemann, M., Hemme, T., Ndambi, A., Alqaisi, O., Sultana, N., 2011. Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Anim. Feed Sci. and Techn.* 166– 167, 46– 58. doi:10.1016/j.anifeedsci.2011.04.002

Halberg, N., Van der Werf, H., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livest. Prod. Sci.* 96(1), 33-50.

Hirschfeld, J., Weiss, J., Preidl, M., Korbun, T., 2008. The Impact of German Agriculture on Climate Change. *Schriftreihe des IÖW* 189/08, Berlin, Germany. 40p.

IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006a. In: Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K. (Eds.) E. H. S. National Greenhouse Gas Inventories Programme. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, agriculture, forestry and other land use: Emissions from livestock and manure management., vol. 4. (pp. 10.11–10.89). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.

IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006b. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, agriculture, forestry and other land use. In: N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application, p. 54. Japan.

ISO14040, 2006. 14040: Environmental Management Life Cycle Assessment-principles and Framework. International Organization for Standardization, London.

ISO14044, 2006. 14044: Environmental Management Life Cycle Assessment-requirements and Guidelines. International Organization for Standardization, London.

Koerber, G.R., Edwards-Jones, G., Hill, P.W., Milà i Canals, L., Nyeko, P., York, E.H., Jones, D.L., 2009. Geographical variation in carbon dioxide fluxes from soils in agro-ecosystems and its implications for life-cycle assessment. *J. Appl. Ecol.* 46, 306-314.

Kristensen, T., Mogensen, L., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136–148

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 J. Vet. Anim. Sci.*, 64(5), 1352-1359.

Lal, R., 2004. Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Sci.* 304, 1623-1627.

Leite, J.G.D.B., 2008. Inovação tecnológica na agricultura como estratégia de adaptação às mudanças climáticas: um estudo de caso. Dissertação de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, UFRGS, Porto Alegre.

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.

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2011. Projeções do Agronegócio 2010/2011 e 2020/2021 e Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono. Disponível em: <www.agricultura.gov.br> Acesso em: 22 nov. 2017.

McGeough, 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. *J. Dairy Sci.*, 95, 5164–5175.

McNeely, J.A. & Scherr, S.J., 2009. Ecoagricultura: alimentação do mundo e biodiversidade. Senac São Paulo, São Paulo. 459p.

Moran, D. & Wall, E., 2011. Livestock production and greenhouse gas emissions: Defining the problem and specifying solutions. *Anim. Front.*, 1(1),19-25. doi:10.2527/af.2011-0012

Moreno, J.A., 1961. Clima do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 42p.

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.

NRC – National Research Council, 2000. Nutrient Requirements of Beef Cattle E-974. Department of Animal Science, Oklahoma. 24p.

Petersen, B.M., Knudsen, M.T., Hermansen, J.E., Halberg, N., 2013. An approach to include soil carbon changes in life cycle assessments. *J. Clean. Prod.* 52, 217-224.

Plaxico, J.S. & Tweeten, L.G., 1963. Representative farms for policy and projection research. *J. Farm Econom.*, 45.

Porter, M. & Van der Linde, C., 1995. Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship. *J. Economic Perspect.*, 9(4), 97–118.

Porter, M., 1990. The Competitive Advantage of Nations. Harvard Business Review, London. 71-91.

Rotz, C.A., Montes, F., Chianese, D.S., 2010. The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. J. Dairy Sci. 93, 1266–1282.

S.A.R.S., 1979. Observações meteorológicas no Estado do Rio Grande do Sul. Secretaria da Agricultura, Porto Alegre, RS, 270 p.

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 J. Anim. Sci., 35(5), 1897-1906.

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.), Climate Change 2007: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

Soussana, J. F., Tallec, T., Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. Anim. 4(3), 334-350.

Thomassen, M.A., Van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. Agric. Syst. 96, 95–107.

Vergé, X.P.C., Maxime, D., Dyer, J.A., Desjardins, R.L., Arcand, Y., Vanderzaag, A., 2013. Carbon footprint of Canadian dairy products: Calculations and issues. J. Dairy Sci. 96, 6091–6104.

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.

Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M., 2013. The carbon footprint of pasture-based milk production: can white clover make a difference? J. Dairy Sci. 96(2), 857-865.

CAPÍTULO 2 – IMPACTOS AMBIENTAIS DE UM SISTEMA DE PRODUÇÃO LEITEIRA FAMILIAR DO SUL DO BRASIL

RESUMO

O aumento da produção agrícola e da oferta mundial de alimentos, observados na segunda metade do século XX, resultaram na rápida diminuição da falta de alimentos, mas geraram modificações no ambiente. Na produção de leite, importantes perdas de nitrogênio por volatilização de amônia, lixiviação de nitratos e escoamento de fosfatos podem originar valores importantes de acidificação e eutrofização das águas. Diante desta nova realidade, o presente trabalho objetivou avaliar, através da análise de ciclo de vida (ACV), o impacto ambiental de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil, com ênfase para o uso da terra, acidificação terrestre e eutrofização das águas. A descrição do sistema incluiu: (1) sua caracterização inicial, pela metodologia de painel, com o envolvimento de diferentes atores da produção agropecuária regional; (2) a caracterização individual de sessenta propriedades representativas da produção leiteira local, por entrevistas semiestruturadas e georreferenciamento e (3) uso de informações bibliográficas e oriundas de bases de dados para a determinação de processos complementares. A unidade funcional utilizada foi a produção de um kg de leite e a alocação leite / carne foi realizada com base nos seus respectivos teores proteicos. Foram obtidos valores $0,46 \text{ m}^2\text{a} \cdot \text{kg leite}^{-1}$ para a categoria uso da terra, $0,0047 \text{ kg SO}_2 \text{ eq.} \cdot \text{kg leite}^{-1}$ para a categoria acidificação terrestre e $0,0000894 \text{ kg P eq.} \cdot \text{kg leite}^{-1}$ para a categoria eutrofização das águas. Para a produção de cada kg de leite, são utilizadas áreas de terra 2 a 4 vezes menores do que nos sistemas intensivos de produção leiteira europeia, com riscos de acidificação terrestre 2 a 40 vezes menores e potenciais de eutrofização das águas 10 a 50 vezes menores que os observados naqueles sistemas. Estes resultados evidenciam o diferencial produtivo-ambiental do sistema produtivo estudado, demonstrando sua vocação para conciliar produção e preservação ambiental.

Palavras chave: categorias de impacto, intensificação sustentável, sustentabilidade.

CHAPTER 2 – ENVIRONMENTAL IMPACTS OF A SMALLHOLDER DAIRY SYSTEM OF SOUTHERN BRAZIL

ABSTRACT

The increase in agricultural production and world food supply, observed in the second half of the 20th century, resulted in a rapid decrease in food shortages, but led to changes in the environment. In milk production, significant nitrogen losses due to volatilization of ammonia, leaching of nitrates and phosphate flow can lead to important acidification and eutrophication values. In view of this new reality, this study aimed to evaluate, through the life cycle analysis (LCA), the environmental impact of a family dairy production system in southern Brazil, with emphasis on land use, land acidification and water eutrophication. The description of the system included: (1) its initial characterization, by the panel methodology, with the involvement of different actors of regional agricultural production; (2) the individual characterization of sixty representative properties of local dairy production, through semi-structured interviews and georeferencing and (3) use of bibliographic information and data from databases for the determination of complementary processes. The functional unit used was the production of one kg of milk and the milk / meat allocation was performed based on their respective protein content. The values obtained were $0.46 \text{ m}^2\text{a} \cdot \text{kg milk}^{-1}$ for the land use category, $0.0047 \text{ kg SO}_2 \text{ eq.} \cdot \text{kg milk}^{-1}$ for the terrestrial acidification category and $0.0000894 \text{ kg P eq.} \cdot \text{kg milk}^{-1}$ for the category eutrophication of waters. To produce each kg of milk, land areas 2 to 4 times smaller than in intensive European milk production systems are used, with a risk of terrestrial acidification 2 to 40 times lower and potential eutrophication of water 10 to 50 times smaller than those observed in those systems. These results show the productive-environmental differential of the studied productive system, demonstrating its vocation to reconcile production and environmental preservation.

Key words: impact category, sustainable intensification, sustainability.

1 INTRODUÇÃO

O aumento da produção agrícola e da oferta mundial de alimentos, nos moldes da Revolução Verde dos anos 50, deu origem a perguntas fundamentais sobre a complexidade de suas interações e a amplitude de seus sucessos e deficiências (Tilman, 1998). Estas evoluções resultaram na rápida diminuição da falta de alimentos, que assolou os países europeus no pós-guerra. Em contrapartida, geraram, no contexto da tecnologia então disponível, modificações do ambiente, que incluíram perdas de biodiversidade e de matéria orgânica do solo, bem como, desequilíbrios ambientais associados ao desmatamento e à condução inadequada dos sistemas produtivos.

Em países emergentes como o Brasil, estes processos foram mais tardios e suas consequências, seguidamente, são atribuídas à produção de gado devido ao pioneirismo histórico da atividade em áreas de fronteira agrícola (Dias Filho, 2014). Com um maior nível tecnológico, o incremento produtivo foi rápido, incluindo conversões de áreas de florestas em cultivos vegetais, com grandes perdas de carbono do solo e da biomassa, ao lado de aumentos da produção vegetal de até dez vezes, vinculados a importantes remoções de gás carbônico (CO₂) atmosférico. Grande disponibilidade de terras, condições climáticas favoráveis e investimentos de longo prazo viabilizaram melhorias da fertilidade dos solos, monitoramentos climáticos e o desenvolvimento de técnicas e materiais mais adaptados. Com isso, o País importador de alimentos dos anos 80 transformou-se em duas décadas, em um dos maiores exportadores mundiais de várias commodities (Connolly et al., 2012), configurando o chamado Milagre Brasileiro.

Estas intervenções ocorreram num ambiente de comércio em evolução, cada vez mais globalizado, multipolar e 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, 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, desde que os mesmos não incluam práticas reconhecidamente agressoras do meio ambiente, como é o caso do desmatamento.

Neste contexto, o desenvolvimento de programas, políticas socioambientais, intervenções sobre as cadeias de suprimento e a proposição de compromissos voluntários de mitigação do aquecimento global, que se intensificaram no início do século 21, deixaram de ser suficientes para a ampliação de mercados e a fidelização de parceiros comerciais. A importância da redução das emissões de gases de efeito estufa (GEE) no setor agrícola é indiscutível, uma vez que o mesmo responde por cerca de 10 a 12% das emissões globais (Kristensen et al., 2011), das quais 5,5 e 2,8% são oriundas da produção de carne e leite, respectivamente (Opio et al., 2011). Porém, o fato de apresentar emissões de GEE relativamente baixas não torna, por si só, um sistema produtivo mais adequado que outro. Um sistema de produção caracterizado por baixa emissão de GEE pode apresentar altos valores de uso da terra, acidificação terrestre, eutrofização das águas, depleção de recursos ou outros impactos ambientais.

Na produção de leite, por exemplo, importantes perdas de nitrogênio (N) por volatilização podem ocorrer durante e após a produção, armazenamento e aplicação de fertilizantes orgânicos e minerais, bem como, durante o pastoreio dos animais (Brentrup et al., 2000; De Vries e De Boer, 2010). Tais emissões variam com o tipo de estábulo, instalações e técnicas de aplicação de estrume, bem como, com as condições climáticas (Monteny et al., 2002; De Boer et al., 2002). Emissões de N causam deposição de ácido, acidificação terrestre e eutrofização das águas, bem como, dos ecossistemas neles presentes (Haas et al., 2001; Michels et al., 2010). A acidificação é potencializada pela produção de amônia em criações em confinamento (Haas et al., 2001), tanto nos estábulos, como no armazenamento e manuseio do estrume (Guerci et al., 2013a).

De forma similar, a lixiviação de nitratos, o escoamento de fosfato e a volatilização de amônia podem originar valores importantes de eutrofização das águas (Guerci et al., 2013a), devido ao enriquecimento de nutrientes nas águas superficiais (Van Calker et al., 2004), que causa aumento do crescimento vegetal e microbiano, e consequente consumo de oxigênio dissolvido na água. Isso ocorre durante a aplicação de fertilizantes na produção vegetal da unidade produtiva, assim como, na produção de forragens e concentrados adquiridos fora dela (Thomassen et al., 2008). A lixiviação de nitratos e fosfatos é dependente das características do sistema produtivo

e das condições climáticas e do solo, e varia entre países, regiões ou mesmo entre propriedades rurais de uma mesma região (Schils et al., 2007).

Neste sentido, a globalização dos sistemas de produção e consumo de ingredientes alimentares, tem acentuado a variação existente entre sistemas de produção animal e regiões, quanto às contribuições para seu impacto ambiental. A separação geográfica dos locais de produção e consumo tende a criar fluxos desequilibrados de nutrientes e, seguidamente, impactos ambientais adicionais (Bouwman et al. 2013; Lassaletta et al., 2014; Adrian et al., 2015).

Existem assim, grandes dificuldades para a avaliação de sistemas de produção, tanto em relação aos produtos e insumos utilizados, como em relação às perspectivas a serem adotadas, fazendo-se necessária a utilização de uma abordagem holística. Estas definições são de vital importância para uma adequada estimativa dos impactos ambientais, da interação entre categorias de impacto, como também, para a definição de formas de intervenção e gestão dos sistemas de produção (Guerci et al., 2013a).

Em meio a esta diversidade de situações, sistemas produtivos baseados no uso de pastagens podem apresentar menores impactos ambientais em determinados níveis de produção (O'Brien et al., 2012). Segundo Chobtang et al. (2017), o incremento na eficiência da utilização da pastagem constitui a forma de intensificação mais vantajosa no que se refere aos impactos da produção agropecuária no meio ambiente. Isso confere à produção brasileira de leite e carne um grande diferencial, uma vez que mais de 83% de sua produção pecuária é efetuada em pastagens, as quais ocupam aproximadamente três quartos das terras agrícolas nacionais (Ferraz & Felício, 2010).

Nesta perspectiva, é fundamental um maior conhecimento da variabilidade da produção animal, a fim de se identificar, reconhecer e valorizar sistemas de produção mais eficientes. Distintas regiões brasileiras se diferenciam por seu potencial produtivo quando comparadas à média nacional, porém pouco ou quase nada se sabe sobre seu desempenho produtivo-ambiental. Dentre estas regiões se destaca a Região do Planalto Médio do Estado do Rio Grande do Sul, por apresentar condições edafoclimáticas e culturais particularmente favoráveis à produção agropecuária.

Para este propósito, a análise do ciclo de vida (ACV) destaca-se pelo fato de ser mundialmente reconhecida (Thomassen et al., 2008), permitir a avaliação de um

grande número de categorias de impacto ambiental e a totalidade do sistema ou cadeia produtiva. Além disso, segundo Castanheira et al. (2010), adicionalmente, o método pode ser utilizado para a identificação, desenvolvimento e implementação de estratégias de produção, reconhecimento e marketing.

Assim, no presente trabalho, avaliou-se pelo uso de ACV, o impacto ambiental de um sistema de produção leiteira familiar do sul do Brasil, com ênfase para o uso da terra, acidificação terrestre e eutrofização das águas, com vistas à sua diferenciação e certificação.

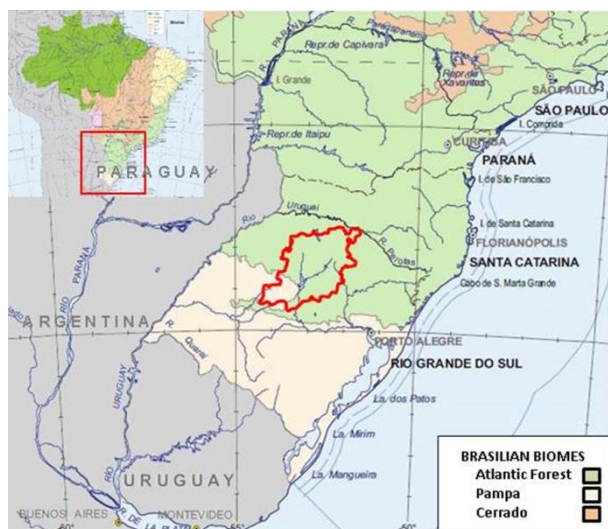
2 MATERIAL E MÉTODOS

A análise de ciclo de vida (ACV) foi descrita conforme as recomendações das normas ISO14040 (2006) e ISO14044 (2006).

2.1 Descrição do sistema, limites e unidade funcional

O sistema produtivo estudado é característico da produção de leite da Região do Planalto Médio do Estado do Rio Grande do Sul (RS), situada no seu quadrante norte - Bioma Mata Atlântica - entre 27°38' e 29°04' de latitude sul e 52°16' e 53°50' de longitude oeste (Figura 1). O clima é subtropical úmido Cfa, segundo a classificação de Köppen (Moreno, 1961), com temperaturas médias entre 16 e 18° C, máximas entre 22 e 25° C e mínimas entre 10 e 13° C (S.A.R.S., 1979). As pastagens são constituídas, principalmente, por azevém (*Lolium multiflorum*), aveia (*Avena sp.*), ervilhaca (*Vicia sativa*) e trevo branco (*Trifolium repens*), no inverno, e capins bermuda e estrela (*Cynodum sp.*) no verão. Caracteriza-se por pequenas propriedades (em torno de 20 ha), exploradas de forma familiar, com boa cobertura de solo, diversificação de culturas, uso de plantio direto e histórico conservacionista. As áreas de pastagem, em geral, apresentam alta produção e fertilidade, com pH em torno de 6, e são utilizadas mais intensivamente que nos sistemas produtivos situados no Bioma Pampa. Os animais são mantidos em pastejo rotativo, de um a dois dias por piquete, com adequado manejo sanitário. Tem-se como resultado um padrão de produção médio a alto, com pequenas variações entre as estações do ano, que resulta numa emissão de gases de efeito estufa de 0,496 kg CO₂ eq.* kg leite⁻¹ (Franklin et al, dados não publicados).

Figura 1. Localização da região de estudo



Fonte: Elaborado pelo autor

A unidade produtiva simulada foi composta por um rebanho originado a partir de 100 fêmeas e suas respectivas progênes, durante toda sua vida produtiva (9 anos). A descrição do sistema (Tabela 1) incluiu: (1) sua caracterização inicial, pela metodologia de Painel, a qual define propriedades representativas (Plaxico & Tweeten, 1963), com o envolvimento de diferentes atores da produção agropecuária regional; (2) a caracterização individual de 60 (sessenta) propriedades representativas da produção leiteira local, pela aplicação de entrevistas semiestruturadas, quantificação de insumos e georreferenciamento; (3) uso de informações bibliográficas e oriundas de bases de dados para a determinação de processos complementares.

Tabela 1. Parâmetros utilizados para a construção do sistema

Descrição		Descrição	
Taxa de natalidade (%)	83,01	Taxa média de descarte (%*ano ⁻¹)	20
Peso ao nascimento (kg)	35	GPV vacas de descarte (kg*animal*dia ⁻¹)	1
Taxa de mortalidade (%)	7,41	Peso de abate vacas de descarte (kg)	550
GPV até 1º parto (kg*animal*dia ⁻¹)	0,516	Rendimento de carcaça (%)	47
Idade à primeira cria (meses)	26	Produção de MS inverno (ton*ha*ano ⁻¹)	11,5
Taxa de lactação	83,74	Produção de MS verão (ton*ha*ano ⁻¹)	20
Produção leite (kg*vaca*dia ⁻¹)	20	Digestibilidade da forragem (%) ^{2, 3, 4}	67
Teor de gordura do leite (%)	3,2	Consumo médio (kg MS*animal*dia ⁻¹) ^{2, 5}	15,3
Tempo de lactação (dias)	319	Eficiência de uso da forragem (%) ^{1, 6}	75
Intervalo entre partos (meses)	12	Lotação (UGM*ha ⁻¹)	5
Peso vaca adulta (kg)	500		

¹Blanco et al, 2007; ²Gonzalez et al, 2009; ³Krolow, et al, 2012; ⁴Lima et al, 2002;

⁵NRC, 2000; ⁶Santos et al, 2006.

O sistema incluiu os animais, as pastagens e a suplementação com sal

mineralizado e concentrados, assim como, os recursos utilizados para produzir esses componentes (minerais, combustíveis, etc.) e o transporte do material, tanto externa como internamente à unidade produtiva. Dados relativos à produção e transporte de insumos externos foram obtidos a partir da base de dados Ecoinvent® 3.0.

Os limites do sistema incluíram os processos de dentro da unidade produtiva (do berço à porteira), onde segundo Vergé et al. (2013), ocorrem a maior parte das emissões da produção pecuária, relacionadas principalmente aos animais, pastagens, e fornecimento de água e suplementos. Não foram considerados na análise levantamentos diretos de dados referentes aos bens de capital (maquinários, construções, etc.), assim como, eventuais medicamentos e defensivos utilizados, devido à insuficiência das informações disponíveis, sendo estas obtidas através de revisão bibliográfica.

A unidade funcional adotada foi a produção de 1 kg de leite. No fornecimento de água aos animais foram considerados dados relativos à utilização de bebedouros (90%) e aguadas naturais (10%). A energia utilizada e a estimativa de impacto do transporte e dos materiais componentes dos sistemas foram baseadas em dados secundários contidos na base de dados Ecoinvent® 3.0, considerando-se no caso do transporte externo de insumos uma média de 250 km (Frischknecht, et al., 2007).

2.2 Cálculo dos impactos

Foram estimadas as mitigações e emissões das pastagens e dos dejetos dos animais. A produção de dejetos foi estimada por categoria animal durante a totalidade do período considerado. Os cálculos foram feitos de acordo com o IPCC (2006a, 2006b), capítulos 10 e 11, *tier 2*.

De acordo com os referidos capítulos, os valores diários de energia líquida, necessários para cada categoria animal, foram estimados a partir das energias de manutenção, atividade, crescimento, gestação, lactação e trabalho. A partir desta informação, o consumo de energia bruta foi estimado em função da qualidade da dieta expressa na digestibilidade descrita na Tabela 1. As emissões de CH₄ a partir do estrume dos animais foram calculadas considerando o tipo de alimento, o clima predominante e a gestão de resíduos (por deposição direta) característicos do sistema. As emissões de N foram calculadas pela diferença entre a retenção e a

excreção de nitrogênio pelos animais, e pela fração de N assumida como perdida por lixiviação e volatilização.

2.3 Análise de impacto e alocação

O agrupamento e a conversão das diversas intervenções em impactos ambientais potenciais foram realizados com o auxílio do software SimaPro® 8.4 (Goedkoop et al., 2016), através do método Recipe *midpoints* versão 1.6 (Goedkoop et al., 2009), com padrão de normalização *World H* e perspectiva *Hierarchist*.

As categorias de impacto e os indicadores ambientais foram selecionados por sua relevância demonstrada em estudos similares, bem como, sugerida por instituições internacionais para utilização em estudos de ACV. Assim, foi dada ênfase às categorias: uso de terra (m^2a), acidificação terrestre ($\text{kg SO}_2 \text{ eq.}$) e eutrofização das águas (kg P eq.). Na determinação do impacto das categorias utilizadas foram adotados os seguintes fatores de caracterização: acidificação terrestre – $\text{kg NH}_3 \times 2,45$, $\text{kg NO}_x \times 0,56$; eutrofização das águas – $\text{kg PO}_4 \times 0,33$, $\text{H}_3\text{PO}_4 \times 0,32$ e $\text{P}_2\text{O}_5 \times 0,44$ (IPCC 2006a, 2006b).

A determinação dos valores de emissão atribuídos à carne e ao leite foi realizada por alocação de massa ponderada pelo teor proteico, ou seja, em função da quantidade total de proteína contida nos produtos oriundos do sistema.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após a alocação, foram obtidos valores de uso da terra, acidificação terrestre e eutrofização das águas de $0,46 \text{ m}^2\text{a}$, $0,0047 \text{ kg SO}_2 \text{ eq.}$ e $0,0000894 \text{ kg P eq.}$ por kg de leite (* kg leite^{-1}), respectivamente, tendo sido atribuído à produção de leite 77,89% do valor total de cada categoria, sendo que os demais 22,11% foram atribuídos à produção de carne, subproduto do sistema. Na contextualização destes resultados, os mesmos foram comparados com os obtidos em outras regiões e sistemas produtivos, mesmo sabendo-se da dificuldade de comparar dados e resultados de análises de ciclo de vida. Alguns estudos adotam uma abordagem do "berço ao túmulo" e outros do "berço à porteira" (De Vries & De Boer, 2010; Yan et al., 2013), assim como, são observadas diferenças de unidade funcional, métodos de alocação

e caracterização dos processos (Halberg et al., 2005).

3.1 Uso da terra

O presente trabalho resultou em $0,46 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg leite}^{-1}$ produzido no sistema de produção estudado. Este valor se assemelha aos observados em sistemas intensivos de produção pastoril, ou em sistemas com grande ocupação das áreas para a produção de silagem, típicos de diferentes regiões do Mundo. Na Nova Zelândia, em sistemas produtivos eminentemente pastoris, porém, localizados em latitudes com menores temperaturas médias do que as características da Região do Planalto Médio do RS, Basset-Mens et al. (2005) estimaram um uso da terra de $0,94 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg leite}^{-1}$. Guerci et al. (2013a) ao avaliar o impacto ambiental de fazendas de produção leiteira da Alemanha, Dinamarca e Itália, observaram menores usos da terra ($0,68$ e $0,9 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg de Leite Corrigido pela Energia (ECM)}^{-1}$) em sistemas italianos com grande produção de silagem, ao passo que, em fazendas orgânicas dinamarquesas esta utilização foi mais do que duas vezes maior ($1,87 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg ECM}^{-1}$). Valores desta ordem também foram obtidos por O'Brien et al. (2012), em fazendas experimentais da Irlanda, que apresentaram $0,73 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg de Leite Corrigido pela Gordura e Proteína (FPCM)}^{-1}$ em sistema produtivo baseado em pastagens, e $0,93 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg FPCM}^{-1}$ em sistema de produção em confinamento.

Diferenças mais significativas são encontradas ao se comparar o valor obtido neste trabalho com os propostos por De Vries e de Boer (2010) e Mu et al. (2017) para os sistemas europeus de produção de leite (entre $1,1$ e $2 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg leite}^{-1}$). Da mesma forma, Bakken et al. (2017) encontraram, na Noruega, $2 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg ECM}^{-1}$ em propriedade leiteira de média produção de leite por animal, e $1,4 \text{ m}^2\text{a}^* \text{ kg ECM}^{-1}$ em sistema produtivo de maior produção. Na Itália, segundo Guerci et al. (2013b), fazendas típicas do Vale do Po, utilizam $1,51 \text{ m}^2\text{a}$ para produzir 1kg de FPCM, sendo que 40% deste valor deve-se à produção de alimentos na fazenda e o restante ao uso da terra para a produção de alimentos e energia fora da mesma, enquanto que, no sistema estudado, a quase totalidade da produção de alimentos ocorre no interior da fazenda (Tabela 2). Observa-se que o resultado obtido no presente trabalho é 2,3 a 4,3 vezes menor àqueles obtidos em distintos estudos sobre os sistemas de produção leiteira europeia, apesar dos sistemas europeus apresentarem maiores níveis de intensificação. Isso se deve, provavelmente, ao fato de estes sistemas se basearem

no uso de pastagens temperadas, cuja produção é muito menor do que a produção de pastagens de clima subtropical, compostas por espécies forrageiras temperadas e tropicais.

Tabela 2. Contribuição das diferentes atividades e componentes para as categorias uso da terra (m^2a), acidificação terrestre ($\text{kg SO}_2 \text{eq.}$) e eutrofização das águas (kg P eq.) * kg leite^{-1}

Categoria de impacto	Total	Animal	Pastagens	Concentrados	Forragens conservadas	Bebedouros	Sal mineralizado
Uso da terra	0,46	-	0,1088	0,306	0,0435	1,83E-3	2,01E-6
Acidificação terrestre	4,7E-3	4,94E-5	5,48E-4	3,06E-3	1,03E-3	9,66E-6	5,32E-7
Eutrofização das águas	8,94E-5	-	6,54E-6	7,32E-5	8,89E-6	8,31E-7	1,32E-8

Valores de uso da terra maiores que os acima referidos são, comumente, observados em sistemas de produção semi-intensiva ou extensiva. Em sistemas extensivos, Bartl et al. (2011), ao avaliarem os sistemas leiteiros peruanos, estimaram a utilização de $23,1 \text{ m}^2\text{a} * \text{kg ECM}^{-1}$ em sistemas produtivos de terras altas, típicos das cordilheiras andinas, e de $1,71 \text{ m}^2\text{a} * \text{kg ECM}^{-1}$ em áreas costeiras. Na Etiópia, Woldegebriel et al. (2017) encontraram valores de uso da terra de $9,4 \text{ m}^2\text{a}$, $11,2 \text{ m}^2\text{a}$ e $8,8 \text{ m}^2\text{a} * \text{kg leite}^{-1}$, respectivamente, em propriedades de larga escala, peri-urbanas e rurais.

Os valores observados nos distintos sistemas de produção acima referidos evidenciam o potencial produtivo-ambiental dos sistemas leiteiros da região objeto do presente estudo. Baixos valores de uso da terra, como consequência de adequadas performances produtivas, resultam não somente em vantagens econômicas, mas também contribuem para a redução da pressão de uso de áreas sensíveis que compõem os diferentes sistemas produtivos. Conforme postulado por Cederberg et al. (2009), melhores resultados produtivos ajudam a interromper a expansão produtiva em ecossistemas onde haja um claro interesse em manter a condição natural, como é o caso de certas áreas dos biomas Mata Atlântica e Pampa. A expressão do valor de uso da terra do presente trabalho em kg de ganho de peso vivo (GPV) eq., considerando uma relação média de 1:30, entre $\text{m}^2\text{a} * \text{kg leite}^{-1}$ e $\text{m}^2\text{a} * \text{kg GPV}^{-1}$, conforme proposto por De Vries e de Boer (2010) e Nijdam et al (2012), permite ilustrar esta afirmação. Neste formato, o valor de uso da terra obtido ($13,8 \text{ m}^2\text{a} * \text{kg GPV}^{-1}$) é 17 e 1,5 vezes menor do que os propostos por Dick et al. (2015a) para os sistemas

extensivos e melhorados típicos da região de abrangência do Bioma Pampa (234,78 e 21,03 m²a* kg GPV⁻¹). Como resultado, têm-se evidentes efeitos positivos devido à redução da competição por áreas entre atividades produtivas, ao aumento do capital circulante no Estado e a possibilidades de divulgação tecnológica entre localidades com diferentes níveis de desenvolvimento.

3.2 Acidificação terrestre

O resultado obtido, no presente trabalho, para a categoria potencial de acidificação terrestre foi de 0,0047 kg SO₂ eq.* kg leite⁻¹. Tal resultado é similar aos característicos de sistemas produtivos que apresentam uma maior utilização de pastagens e uso moderado de fertilização e demais insumos externos à propriedade. Neste sentido, Bartl et al. (2011) obtiveram o valor de 0,00755 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹ em sistema produtivo peruano típico de terras costeiras, alertando para o fato de que em sistema de produção típico de terras altas (cordilheiras andinas), a acidificação estimada foi de 0,01413 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹, apesar do baixo nível de intensificação. Na Alemanha, Guerri et al. (2013b) encontraram o valor de 0,00744 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹, em um sistema produtivo baseado no uso de pastagens. Sharma et al. (2018), na Irlanda, obtiveram valores de acidificação que variaram de 0,00387 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹ a 0,00685 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹, através da simulação de sistemas produtivos baseados no uso de pastagens em pastejo rotacionado e com baixo custo. Também na Irlanda, O'Brien et al. (2012) encontraram valores de 0,0069 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹ em sistema baseado em pastagem. Segundo este autor, sistemas produtivos baseados em pastagens, mesmo que de forma sazonal, tendem a apresentar menores impactos ambientais, para um determinado nível de produção de leite. Em contrapartida, sistemas confinados apresentam, em geral, maiores impactos ambientais, devido ao maior uso de recursos, incluindo poluentes potenciais utilizados na produção de alimentos concentrados, e ao maior período de armazenamento de estrume que os caracterizam.

Diferenças mais significativas são observadas ao comparar o resultado obtido com os valores encontrados por Bakken et al. (2017), na Noruega, em sistema leiteiro de média produção de leite por animal (0,026 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹) e em sistema de maior produção (0,023 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹). O mesmo se observa em relação aos resultados obtidos por Mu et al. (2017) na avaliação de 55 fazendas leiteiras

especializadas de diversos países da Europa Ocidental, (média de 0,0261 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹), evidenciando, porém, uma maior variabilidade das práticas produtivas com valores de acidificação potencial entre 0,0103 e 0,0424 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹. Na comparação com as estimativas de Castanheira et al. (2010), em Portugal (0,204 kg SO₂ eq.* kg ECM⁻¹), observa-se que o valor característico do sistema produtivo português é 43 vezes maior que o valor do sistema sulriograndense, objeto deste trabalho.

Esta variabilidade, devida a diferenças dos sistemas produtivos, mas também, fruto da aplicação de diferentes procedimentos de análise, pode ser evidenciada a partir da análise de diferentes avaliações, tomando-se como exemplo a produção leiteira da Itália. Neste país, sem a aplicação de procedimentos de alocação, Salvador et al. (2016), obtiveram 0,02724 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹ em sistema de produção de leite orgânico e 0,02444 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹ em sistema de produção convencional. Em sistemas de produção intensiva, Guerci et al. (2013a) obtiveram 0,0197 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹, após alocação econômica e Bacenetti et al. (2016) propuseram um potencial de acidificação terrestre de 0,0155 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹, após a atribuição de impactos por alocação biológica. Neste último estudo, Bacenetti et al. (2016) também consideraram a possibilidade de adoção de práticas melhoradoras, obtendo por simulação valores de acidificação potencial de 0,0136 e 0,011 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹, respectivamente, a partir da adoção da terceira ordenha no dia e de digestão anaeróbica do estrume dos animais. Em contraponto, Michel et al. (2010), alertam para o fato da adoção de estratégias de aumento da eficiência produtivo-ambiental, tais como, a produção de biogás, poder gerar maiores encargos ambientais relacionados ao fluxo de N, apesar de reduzir as emissões de gases de efeito estufa por unidade de produto. Por sua vez, Zucali et al. (2018) propuseram reduzir a acidificação potencial de 0,0152 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹, encontrada em um sistema de produção baseado no uso de alfafa e silagem de pasto, através da maior utilização de culturas ricas em proteínas (silagem de soja de plantas inteiras e feno de alfafa), o que resultou em redução daquele valor para 0,0113 kg SO₂ eq.* kg FPCM⁻¹. Note-se que mesmo após a aplicação de práticas melhoradoras, não se observa nestes diferentes trabalhos valores médios inferiores a 0,010 kg SO₂ eq.* kg leite⁻¹, o que corresponde a mais do que o dobro do valor de acidificação terrestre atribuído ao sistema estudado.

Com base nas comparações efetuadas, constata-se que apenas alguns sistemas produtivos do mundo apresentam valores de acidificação potencial semelhantes ao sistema produtivo característico da região estudada, e que, em alguns casos, a diferença é muito grande. Isso pode ser explicado pelo fato da maioria dos ingredientes alimentares utilizados serem produzidos, armazenados e processados dentro das unidades produtivas, gerando um alto grau de autossuficiência e minimizando passivos ambientais devidos ao processamento externo e ao transporte de alimentos. Dessa forma, são mitigados eventuais desequilíbrios do fluxo de nutrientes devidos a separação geográfica dos locais de produção e consumo dos alimentos, cada vez mais frequentes nos sistemas produtivos atuais (Bouwman et al. 2013; Lassaletta et al., 2014; Adrian et al., 2015).

3.3 Eutrofização das águas

O potencial de eutrofização das águas obtido no presente trabalho foi de 0,0000894 kg P eq.* kg leite⁻¹, o qual expresso em kg de PO₄ corresponde a 0,000271 kg PO₄ eq.* kg leite⁻¹. Este valor é similar aos encontrados em sistemas que combinam altos rendimentos de forragem rica em energia com a utilização de animais de alto potencial, encontrados na Noruega, por exemplo. Neste país, Bakken et al. (2017) obtiveram 0,00029 kg PO₄ eq.* kg ECM⁻¹, em sistemas de média produção de leite por animal e encontraram, em sistemas de maior produção individual, 0,00022 kg PO₄ eq.* kg ECM⁻¹. Segundo estes autores, a produção de leite em fazendas que contemplem as características supracitadas apresenta resultados mais amigáveis em termos ambientais.

Diferenças mais expressivas no que tange ao potencial de eutrofização das águas têm sido atribuídos a sistemas intensivos de produção leiteira, representativos de diferentes regiões e situações produtivas, ou frutos da utilização de práticas melhoradoras. Em sistemas diferenciados da Europa: Guerci et al. (2013b) determinaram, na Alemanha, com baixa utilização de concentrados, um potencial de eutrofização de 0,00461 kg PO₄ eq.* kg ECM⁻¹; Salvador et al. (2016), na Itália, estimaram valores de 0,0036 kg PO₄ eq.* kg FPCM⁻¹, em sistema de produção orgânica; na Irlanda, O'Brien et al. (2012) encontraram 0,0034 kg PO₄ eq.* kg FPCM⁻¹ em sistema baseado no uso de pastagens, e Sharma et al. (2018) propuseram valores de eutrofização das águas entre 0,0027 kg PO₄ eq.* kg ECM⁻¹ e 0,00364 kg

$\text{PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg ECM}^{-1}$ para sistemas de produção leiteira baseadas no uso de pastagens em pastejo rotacionado e baixo uso de concentrados, típicos de cinco diferentes condados irlandeses.

Ainda em sistemas leiteiros intensivos, estudos de viabilidade da adoção de práticas melhoradoras estimaram: na Itália, valores de eutrofização de $0,00495 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg FPCM}^{-1}$, quando adotada a prática da terceira ordenha do dia; de $0,00461 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg FPCM}^{-1}$, quando utilizada a digestão anaeróbica do estrume dos animais (Bacenetti et al., 2016); e de $0,0039 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg FPCM}^{-1}$, com a intensificação do uso de fontes de proteínas no sistema de produção (Zucali et al., 2018). Valor semelhante aos acima relatados ($0,00484 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg ECM}^{-1}$) também foi obtido por Bartl et al. (2011), em sistema extensivo de produção de leite típico da região costeira do Peru. Esta aparente contradição se deve à atuação em sentidos opostos de mecanismos de naturezas diferentes, que acabaram produzindo valores de eutrofização potencial semelhantes em sistemas de produção tão diversos. Por um lado, em sistemas intensivos de produção, o maior uso de fertilizantes e alimentos concentrados resulta em incremento do risco de eutrofização das águas, de forma proporcional à amplitude de sua utilização. Por outro lado, a menor produção animal, diminui o efeito de diluição dos impactos ambientais, resultando na atribuição de maiores valores a cada unidade produzida. Este efeito, combinado com um maior risco de degradação das pastagens, de variação estacional da cobertura do solo e de aumento de processos erosivos devidos ao menor controle do pastejo, resulta em maiores valores do potencial de eutrofização, em sistemas de produção extensiva. Em meio a esta diversidade de situações, note-se que mesmo os sistemas diferenciados e melhorados acima referidos, apresentam ao menos valores de eutrofização das águas dez vezes maiores do que o estimado no presente trabalho.

Diferenças maiores que 25 vezes são observadas ao se comparar o resultado obtido com os propostos por Guerçi et al. (2013a), na Itália ($0,0091 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg ECM}^{-1}$), e por Castanheira et al. (2010), em Portugal ($0,0071 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg ECM}^{-1}$), ambos relativos a propriedades caracterizadas por altos níveis de produção de leite. Em relação aos valores propostos por Bartl et al. (2011), para o sistema de produção leiteiro típico de terras altas do Peru ($0,01547 \text{ kg PO}_4 \text{ eq.} \cdot \text{kg ECM}^{-1}$), o resultado obtido no presente trabalho é 57 vezes menor.

Ressalta-se na análise dos diferentes sistemas apresentados, que poucos apresentam potenciais de eutrofização semelhantes ao do sistema de produção leiteira característico do Planalto Médio do RS e que, em sua ampla maioria, os demais apresentam valores substancialmente superiores. No que tange a mitigação destes impactos, mesmo que diferentes práticas possam reduzir impactos ambientais (Zhang et al., 2013), o incremento na eficiência de utilização da pastagem constitui-se na forma mais vantajosa no que tange ao meio ambiente (Dick et al., 2015b; Chobtang et al., 2017). Ou seja, quanto maior a eficiência animal na conversão de alimento em leite, menores serão os impactos ambientais relacionados em termos de eutrofização das águas, acidificação terrestre e de uso da terra.

4 CONCLUSÕES

O sistema de produção leiteira avaliado apresentou um uso da terra de 0,46 m²a, um potencial de acidificação terrestre de 0,0047 kg SO₂ eq. e um potencial de eutrofização das águas de 0,0000894 kg P eq. * kg leite⁻¹, quando 77,89% dos impactos totais são atribuídos à produção de leite. Tais impactos evidenciam o diferencial produtivo-ambiental do sistema estudado, demonstrando sua vocação para conciliar produção e preservação ambiental. Para a produção de cada litro de leite, são utilizadas áreas de terra 2 a 4 vezes menores do que nos sistemas intensivos de produção leiteira europeia, com riscos de acidificação terrestre 2 a 40 vezes menores e potenciais de eutrofização das águas 10 a 50 vezes menores que os observados naqueles sistemas. Contribuíram para estes resultados a utilização de pastagens de alta produção, a condução dos animais em pastejo o ano inteiro e a utilização de insumos, produzidos na sua quase totalidade nas unidades produtivas, em quantidades sensivelmente menores que as utilizadas nos sistemas intensivos característicos do Continente Europeu.

Diferentes características do sistema influenciaram a participação das diferentes atividades e componentes nos impactos ambientais. A deposição direta das dejeções dos animais nas pastagens determinou sua menor participação na acidificação e na eutrofização potencial, enquanto que a alta produção e qualidade das pastagens contribuiu para sua baixa participação nos impactos totais das diferentes categorias.

Estratégias para mitigar os impactos ambientais do sistema devem incluir ajustes no manejo das pastagens, que permitam aumentar sua qualidade e eficiência de uso. Estas ações devem permitir incrementos da produção leiteira, simultâneos a reduções da totalidade dos impactos numa estratégia ganha-ganha e uma abordagem de intensificação sustentável. Incrementos na capacidade de suporte e na digestibilidade das pastagens podem compensar reduções do uso de concentrados, dando origem a novas relações insumo-produto e alternativas de otimização produtivo-ambiental.

Tais intervenções poderão representar possibilidades efetivas de aprimoramento do sistema e vias de potencialização de suas facilidades. Entretanto, essas modificações devem ser monitoradas por estudos complementares de LCA, a fim de assegurar-se de que migrações para práticas alternativas não criem outros problemas.

A nosso conhecimento, este trabalho representa a primeira ACV da produção de bovinos de leite no Sul do Brasil, tendo como base diferentes impactos ambientais e a totalidade da vida produtiva de todas as categorias animais que compõem o sistema. Sua proposição sem pretender o estabelecimento de padrões absolutos, visa contribuir para uma maior compreensão da produção bovina no contexto da sustentabilidade, com vistas à formulação de sistemas de produção mais amigáveis em termos sócio-econômicos e ambientais.

5 REFERÊNCIAS

- Adrian, L., Gilles, B., Josette, G., Bruna, G., Luis, L., Stefan, R., David, S., 2015. Impacts of European livestock production: Nitrogen, sulphur, phosphorus and greenhouse gas emissions, land-use, water eutrophication and biodiversity. *Env. Res. Letters* 10(11), 115004.
- Bakkena, A.K., Daugstada, K., Johansena, A., Hjelkrema, A.G.R., Fystroa, G., Strømmanb, A.H., Korsætha, A., 2017. Environmental impacts along intensity gradients in Norwegian dairy production as evaluated by life cycle assessments. *Ag. Syst.* 158, 50–60.
- Bartl, K., Gómez, C.A., Nemecek, T., 2011. Life cycle assessment of milk produced in two smallholder dairy systems in the highlands and the coast of Peru. *J. Clean. Prod.* 19(13), 1494-1505.
- Basset-Mens, C., Ledgard, S., Carran, A., 2005. First life cycle assessment of milk production from New Zealand dairy farm systems. S. I. (NZ). *Ag. Research Limited/Ruakura Research Centre, Hamilton, New Zealand.* 258-265.
- Bouwman, L., Goldewijk, K.K., van der Hoek, K.W., Beusen, A.H., van Vuuren, D.P., Willems, J., Rufino, M. C., Stehfest, E., 2013. Exploring global changes in nitrogen and phosphorus cycles in agriculture induced by livestock production over the 1900–2050 period. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America.* 110(52), 20882–20887.
- Brenttrup, F., Küsters, J., Lammel, J., Kuhlmann, H., 2000. Methods to estimate onfield nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. *Int. J. of Life Cycle Assess.* 5, 349–357
- Casey, J.W. & Holden, N.M., 2005. Analysis of greenhouse gas emissions from the average Irish milk production system. *Ag. Syst.* 86, 97–114
- 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.
- Chobtang, J., McLaren, S.J., Ledgard, S.F., Donaghy, D.J., 2017. Consequential Life Cycle Assessment of Pasture-based Milk Production. A Case Study in the Waikato Region, New Zealand. *J. of Indust. Ecol.* 21(5), 1139-1152.
- Connolly, A.J., Connolly, K.P., Lyons, M., 2012. A Seismic Change: Land Control in Africa. Is This a Wake-Up Call for Agribusiness? *Int. Food and Agrib. Man. Rev.* 15(2), 171-177.
- 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.
- De Boer, I.J.M., Smits, M.C.J., Mollenhorst, H., van Duinkerken, G., Monteny, G.J., 2002. Prediction of ammonia emission from dairy barns using feed characteristics. Part I: relation between feed characteristics and urinary urea concentration. *J. of Dairy Sci.* 85, 3382–3388.

De Vries, M. & De Boer, I.J.M., 2010. Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128(1-3), 1-11.

Dias-Filho, M.B., 2014. Diagnóstico das pastagens no Brasil. Documentos Embrapa Amazônia Oriental, 36 p.

Castanheira, É.G.; Dias, A.C.; Arroja, L.; Amaro, R., 2010. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Ag. Sys.* 103, 498–507. doi:10.1016/j.agsy.2010.05.004

Ferraz, J.B.S. & Felício, P.E., 2010. Production systems – An example from Brazil. *Meat Sci.* 84, 238–243.

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 Einbezug 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.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, N., 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. 126p.

Goedkoop, M., Schryver, A.D., Oele, M., Durksz, S., de Roest, D., 2016. Introduction to LCA with SimaPro. PRé Consultants. 80p.

Guerci, M., Bava, L., Zucali, M., Sandrucci, A., Penati, C., Tamburini, A., 2013a. Effect of farming strategies on environmental impact of intensive dairy farms in Italy. *J. Dairy Res.* 80, 300–308.

Guerci, M., Knudsen, M.T., Bava, L., Zucali, M., Schönbach, P., Kristensen, T., 2013b. Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *J. Clean. Prod.* 54, 133-141.

Haas, G., Wetterich, F., Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Ag., Ecosys. and Environ.* 83, 43–53

Halberg, N., Van der Werf, H., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., de Boer, I., 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livest. Prod. Sci.* 96(1), 33-50.

IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006a. In: Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., and Tanabe, K. (Eds.) E. H. S. National Greenhouse Gas Inventories Programme. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, agriculture, forestry and other land use: Emissions from livestock and manure management., vol. 4. (pp. 10.11–10.89). Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.

IPCC — Intergovernmental Panel on Climate Change, 2006b. IPCC Guidelines for national greenhouse gas inventories, agriculture, forestry and other land use. In: *N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application*, 54p. Japan.

ISO14040, 2006. 14040: Environmental Management Life Cycle Assessment-principles and Framework. International Organization for Standardization, London.

ISO14044, 2006. 14044: Environmental Management Life Cycle Assessment-requirements and Guidelines. International Organization for Standardization, London.

Kristensen T., Mogensen L., Knudsen M.T., Hermansen J.E., 2011. Effect of production system and farming strategy on greenhouse gas emissions from commercial dairy farms in a life cycle approach. *Livest. Sci.* 140, 136–148.

Lassaletta, L., G. Billen, B. Grizzetti, J. Garnier, A. Leach, and J. Galloway. 2014. Food and feed trade as a driver in the global nitrogen cycle: 50-year trends. *Biogeochemistry* 118(1–3), 225–241.

Michel, J., Weiske, A., Möller, K., 2010. The effect of biogas digestion on the environmental impact and energy balances in organic cropping systems using the life-cycle assessment methodology. *Renewable Ag. and Food Sys.* 25(3), 204–218.

Monteny, G.J., Smits, M.C.J., Van Duinkerken, G., Mollenhorst, H., De Boer, I.J.M., 2002. Prediction of ammonia emission from dairy barns using feed characteristics. Part II: relation between urinary urea concentration and ammonia emission. *J. Dairy Sci.* 85, 3389–3394.

Moreno, J.A., 1961. *Clima do Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: Secretaria da Agricultura, 42p.

Mosier, A.R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., van Cleemput, O., 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecos.* 52, 225–248.

Mu, W., van Middelaar, C.E., Bloemhof, J.M., Engel, B., de Boer, I.J.M., 2017. Benchmarking the environmental performance of specialized milk production systems: selection of a set of indicators. *Ecol. Indic.* 72, 91–98.

Nijdam, D., Rood, T., Westhoek, H., 2012. The price of protein: Review of land use and carbon footprints from life cycle. *Food Policy.* 37, 760–770.

O'Brien, D., Shalloo, L., Patton, J., Buckley, F., Grainger, C., Wallace, M., 2012. A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Ag. Syst.* 107, 33–46.

Opio, C., Gerber, P., Steinfeld, H., 2011. Livestock and the environment: addressing the consequences of livestock sector growth. *Advances in Animal Biosci.* 2, 601–607

Plaxico, J. S. & Tweeten, L. G., 1963. Representative farms for policy and projection research. *J. Farm Econom.*, 45p.

S.A.R.S., 1979. *Observações meteorológicas no Estado do Rio Grande do Sul*. Secretaria da Agricultura, Porto Alegre, RS, 270p.

Salvador, S., Corazzin, M., Piasentier, E., Bovolenta, S., 2016. Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *J. Clean. Prod.* 124, 94-102.

Schils, R.L.M., De Haan, M.H.A., Hemmer, J.G.A., Van den Pol-Van Dasselaar, A., De Boer, J.A., Evers, G.A., Holshof, G., Van Middelkoop, J.C., Zom, R.L.G., 2007. Dairy wise, a whole-farm dairy model. *J. Dairy Sci.* 90, 5334–5346.

Sharma, P., Humphreys, J., Holden, N.M., 2018. The effect of local climate and soil drainage on the environmental impact of grass-based milk production. *Int. J. Life Cycle Assess.* 23, 26–40.

Thomassen, M.A., van Calker, K.J., Smits, M.C.J., Iepema, G.L., de Boer, I.J.M., 2008. Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Ag. Syst.* 96, 95–107.

Thomassen, M.A., Dolman, M.A., van Calker, K.J., de Boer, I.J.M., 2009. Relating life cycle assessment indicators to gross value added for Dutch dairy farms. *Ecol. Economics.* 68, 2278-2284.

Tilman, D. 1998. The greening of the green revolution. *Nature.* 396, 211-212.

Van Calker, K., Berentsen, P., de Boer, I., Giesen, G. Huirne, R., 2004. An LP model to analyse economic and ecological sustainability on Dutch dairy farms: model presentation and application for experimental farm “de Marke”. *Ag. Syst.* 82, 139–160.

Vergé, X. P. C., Maxime, D., Dyer, J. A., Desjardins, R. L., Arcand, Y., Vanderzaag, A., 2013. Carbon footprint of Canadian dairy products: Calculations and issues. *J. Dairy Sci.* 96, 6091–6104.

Woldegebriel, D., Udoa, H., Vietsa, T., van der Harstb, E., Potting, J., 2017. Environmental impact of milk production across an intensification gradient in Ethiopia. *Livest. Sci.* 206, 28–36.

Yan, M.J., Humphreys, J., Holden, N.M., 2013. The carbon footprint of pasture-based milk production: can white clover make a difference? *J. Dairy Sci.* 96(2), 857-865.

Zhang, S., Bi, X.T., Clift, R., 2013. A Life Cycle Assessment of integrated dairy farm-greenhouse systems in British Columbia. *Biores. Techn.* 150, 496–505.

Zucali, M., Bacenetti, J., Tamburini, A., Nonini, L., Sandrucci, A., Bava, L., 2018. Environmental impact assessment of different cropping systems of home-grown feed for milk production. *J. Clean. Prod.* 172, 3734-3746.