

Revisão de Literatura

Avaliação do Ciclo de Vida na bovinocultura leiteira e as oportunidades ao Brasil

Life Cycle Assessment in dairy cattle and opportunities to Brazil

Hizumi Lua Sarti Seó¹, Luiz Carlos Pinheiro Machado Filho²,
Clandio Favarini Ruviano³, Cristiane Maria de Léis⁴

RESUMO

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta capaz de estimar o potencial de emissões e apontar as fases críticas de um determinado produto ou processo em todo o seu ciclo de vida. O objetivo deste trabalho foi resumir os principais resultados das pesquisas e estudos de caso em ACV relacionados à bovinocultura leiteira nacional e internacional, de 2008 a 2014, e realizar uma análise crítica das categorias de impacto abordadas com maior frequência pela literatura: mudança climática, acidificação, eutrofização, uso da terra e demanda de energia. De todas as fases, a produção de leite na fazenda é onde ocorre a maior parte das emissões. Os resultados apontam que os pontos críticos da bovinocultura leiteira são as emissões entéricas, produção e uso de fertilizante, uso de esterco, produção e transporte de concentrado, e a baixa produtividade animal. Em geral, a categoria de mudança climática foi contraditória com as demais categorias, razão pela qual não deve ser considerada sozinha em avaliações de impacto ambiental. No Brasil, a intensificação na produção à base de pasto apresenta-se como uma estratégia de redução de impactos, uma vez que diminui a necessidade do uso de insumos de base não renovável e aumenta o sequestro de carbono via fotossíntese.

Palavras-chave: impactos ambientais; leite; emissões.

ABSTRACT

Life Cycle Assessment (LCA) is a tool able to estimate the potential environmental emissions and point out the critical stages of a product or process throughout its life cycle. The aim of this study was to summarize the main results of national and international LCA dairy cattle researches and case of studies, from 2008 to 2014, and critically analyze the most frequent impact category addressed in literature: climate change, acidification, eutrophication, land use and energy demand. Of all stages, dairy farm holds the majority of emissions. The results show that the critical points of cattle milk production are the enteric emissions, production and use of synthetic fertilizers, manure application, production and transport of concentrate, and the low animal productivity. In general, climate change had a trade-off with the other impact categories, reason why it should not be taken into consideration by itself in environmental impact assessments. In Brazil, the intensification in grass-based production should be the most effective strategy in decreasing impacts, once it can reduce the necessity of non-renewable inputs and increase carbon sequestration via photosynthesis.

Keywords: environmental impacts; milk; emissions.

INTRODUÇÃO

O mercado internacional do leite é desafiador, no sentido que demanda um produto de alta qualidade, de baixo custo e com o uso de tecnologias que possam reduzir ou reverter os danos ambientais, enquanto se atende à demanda de crescimento produtivo. Cada vez mais o público consumidor busca um alimento com “qualidade ética”, quer dizer, um alimento com alta qualidade biológica, impacto ambiental mínimo, bem-estar animal e inclusão social (MACHADO & MACHADO FILHO, 2014). Os tomadores de decisão, além de produtividade, buscam instrumentos

que auxiliem na redução e mitigação dos impactos ambientais da criação de ruminantes. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta usada para medir e comparar os potenciais impactos causados pelas atividades humanas na produção de um determinado produto (REBITZER *et al.*, 2004), bem como identificar os pontos críticos de um sistema de produção (ABNT, 2009).

No Brasil, os estudos de ACV são incipientes, porém importantes para atender à demanda de novas diretrizes de desenvolvimento futuro do mercado do leite, através da definição de critérios ambientais

¹Engenheira Agrônoma. Mestre em Agroecossistemas pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) - Florianópolis (SC), Brasil.

²Doutor em Etologia Aplicada pela Universidade de Guelph (Canadá). Professor Titular da UFSC - Florianópolis (SC), Brasil.

³Doutor em Agronegócios pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) - Porto Alegre (RS), Brasil. Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Agronegócios da Universidade Federal da Grande Dourados (UFGD) - Dourados (MS), Brasil.

⁴Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC - Florianópolis (SC), Brasil. PhD da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo (USP) - São Paulo (SP), Brasil.

Endereço para correspondência: Hizumi Lua Sarti Seó - Laboratório de Etologia Aplicada e Bem-Estar Animal (LETA), Departamento de Zootecnia e Desenvolvimento Rural, Programa de Pós-Graduação em Agrossistemas - Rodovia Admar Gonzaga, 1346 - 88034-001 - Florianópolis (SC), Brasil - E-mail: hizumi@hotmail.com

Recebido: 28/04/15 - **Aceito:** 11/07/16 - **Reg. ABES:** 149096

confiáveis para os processos de tomada de decisão (RUVIARO *et al.*, 2012). O objetivo desta revisão foi resumir os resultados de pesquisas e estudos de caso de ACV relacionados à cadeia de produção de leite bovino no Brasil e internacionalmente, de 2008 a 2014, apontando resultados relevantes, e realizar uma análise crítica das principais categorias de impacto da atividade leiteira indicadas pela literatura: mudança climática, acidificação, eutrofização, uso da terra e demanda de energia.

METODOLOGIA

Os dados relacionados aos estudos de ACV na bovinocultura leiteira mundial e nacional foram obtidos a partir da literatura científica dos últimos seis anos. A busca por essa literatura efetuou-se por meio do *Web of Knowledge*, *Scopus*, *Science Direct* e outros bancos de dados. Os levantamentos efetuados indicam as principais fontes de emissão, contrastam os maiores e menores valores encontrados, e apontam os principais resultados dos estudos de ACV.

As comparações foram realizadas com total consciência das incertezas, pois os estudos de ACV adotam distintas estratégias de amostragem, fronteira do sistema, unidade funcional e método de alocação. Ademais, é válido considerar que o manejo pelo produtor pode ter maior efeito do que o tipo de sistema de produção (YAN; HUMPHREYS; HOLDEN, 2011). Apesar dessas incertezas, os levantamentos efetuados nesta revisão podem indicar oportunidades e processos em que é possível reduzir os impactos potenciais da bovinocultura leiteira no Brasil.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os estudos acerca dos impactos da cadeia produtiva leiteira utilizando a ACV foram iniciados na Suécia com as pesquisas de Cederberg & Mattsson (2000), Berlin (2002) e Cederberg & Stadig (2003). A composição do leite é variável, por isso, os estudos apresentam fatores de padronização para tornar mais coerentes as comparações da produção de leite, como o FPCM (*Fat Protein Corrected Milk*) — valor bruto de leite corrigido pelo teor de gordura e proteína (GERBER *et al.*, 2010) —, e o ECM (*Energy Corrected Milk*) (SJAUNJA *et al.*, 1990). Os resultados foram agrupados em tabelas de acordo com os fatores de padronização, conhecidos como unidades funcionais. Nas tabelas a seguir (Tabelas 1, 2, 3 e 4), são apresentados os estudos de 2008 a 2014 relacionados à cadeia do leite e seus derivados.

Potencial de mudança climática

Os principais gases do efeito estufa (GEE) — gás carbônico (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4) — possuem diferentes potenciais de mudança climática ou aquecimento global — *Global Warming Potential* (GWP). Através de um índice de GWP, as emissões desses gases são padronizadas em função de suas massas de CO_2 equivalente

(kg CO_2 eq) (ROTZ; MONTES; CHIANESE, 2010), considerando 25 kg CO_2 eq.kg CH_4 e 298 kg CO_2 eq.kg N_2O (IPCC, 2007). O total de emissões é obtido pela conversão das respectivas emissões dos gases em questão em kg CO_2 eq.

O gás CH_4 , originado da fermentação entérica, é citado pela literatura como o mais relevante no potencial de impactos ambientais, seguido pela emissão de CH_4 do manejo de dejetos, com destaque para os armazenados em esterqueiras. Não obstante, a aplicação de fertilizantes sintéticos e esterco nas lavouras ou pastagens é responsável pela contribuição de N_2O , bem como a urina nas pastagens. Independentemente do sistema de produção, a maior contribuição ao GWP ocorre pelo CH_4 (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; DIAS, 2011; GERBER *et al.*, 2010).

A emissão de GEE está inversamente relacionada à produtividade leiteira (GERBER *et al.*, 2011), e a baixa produtividade animal é um ponto crítico a ser observado (BELFLOWER *et al.*, 2012; O'BRIEN *et al.*, 2014; ROER *et al.*, 2013). Assim, os piores resultados ocorreram em locais com sistemas produtivos menos intensificados, como na região montanhosa do Peru (5,4 kg CO_2 eq.kg ECM) (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011) e na África Subsaariana (7,5 kg CO_2 eq.kg FPCM) (GERBER *et al.*, 2011). O inverso também foi percebido para sistemas de produção altamente intensificados nos EUA (0,5 kg CO_2 eq.kg ECM) (ROTZ; MONTES; CHIANESE, 2010), apresentando valores menores que a média mundial (1,5 kg CO_2 eq.kg ECM) (HAGEMANN *et al.*, 2012).

Em um estudo de caso no Sul do Brasil, a produção de leite no sistema semiextensivo teve maior potencial de aquecimento global (1,7 kg CO_2 eq.kg ECM) do que o sistema intensivo (1,2 kg CO_2 eq.kg ECM) devido à baixa produtividade animal, muito embora a emissão por animal tenha sido menor (OLSZENSWSKI, 2011). Da mesma forma, em outro estudo (LÉIS, 2013), o sistema confinado apresentou menor emissão (0,8 kg CO_2 eq.kg ECM) que o sistema semiconfinado (1,1 kg CO_2 eq.kg ECM) e o sistema à base de pasto (1,0 kg CO_2 eq.kg ECM).

Apesar da intensificação ter um papel importante em escala global, devido à sua influência na categoria de potencial de aquecimento global (mudanças climáticas), a produção leiteira é responsável também por outros não menos importantes impactos ambientais, como a acidificação, a eutrofização e a demanda de energia. E estes, em perspectiva local, estão positivamente associados ao grau de intensificação da produção (BAVA *et al.*, 2014; NGUYEN *et al.*, 2013).

Potencial de acidificação

Na natureza, podem ocorrer emissões de substâncias inorgânicas para o solo e a água, como nitratos, sulfatos e fosfatos, provocando acidificação no solo e em corpos d'água. Na produção leiteira, os principais elementos contribuintes para o processo de acidificação são amônia (NH_3), nitratos (NO_x) e sulfatos (SO_2), os quais possuem diferentes potenciais de liberação de íons H^+ (DIAS, 2011). Esses elementos

Tabela 1 - Pesquisas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) na produção de leite e derivados, no período de 2008 a 2014, onde a unidade funcional é o *Fat Protein Corrected Milk* (FPCM) – fator de correção do valor bruto de leite corrigido pelo teor de gordura e proteína.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos*	Pontos críticos	Autor
2008					
Japão	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Convencional/ Silagem de arroz	0,972/0,987 kg CO ₂ 7,13/6,87 g SO ₂ 1,23/1,19 g PO ₄ ³⁻ 5,81/5,53 MJ	Emissões entéricas, tratamentos de dejetos e uso de fertilizantes.	Ogino <i>et al.</i> (2008)
Holanda	1 kg FPCM do berço ao portão ^{M,E,E5}	Convencional	1,56 kg CO ₂ 10,9 g SO ₂ 163 g NO ₃ 5,77 MJ 1,18 m ²	Produção de alimentos.	Thomassen <i>et al.</i> (2008b)
Holanda	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Convencional/ Orgânico	1,4/1,5 kg CO ₂ 9,5/10,8 g SO ₂ 0,11/0,07 kg NO ₃ 5,0/3,1 MJ 1,3/1,8 m ²	Uso de concentrado e fertilizantes.	Thomassen <i>et al.</i> (2008a)
2009					
Nova Zelândia	1 kg FPCM do berço ao portão ^B	Convencional	0,856 kg CO ₂ 0,00745 kg SO ₂ 0,0026 kg PO ₄ ³⁻ 1,39 MJ 1,05 m ²	Uso de adubo nitrogenado e digestão do pasto.	Basset-Mens, Ledgard e Boyes (2009)
Holanda	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Convencional	1,36 kg CO ₂ 11,2 g SO ₂ 0,12 kg NO ₃ 5,3 MJ 1,28 m ²	Baixa produtividade leiteira.	Thomassen <i>et al.</i> (2009)
França	1.000 kg FPCM do berço ao portão ^E	Convencional/ Orgânico	1037/1082 kg CO ₂ 7,6/6,8 kg SO ₂ 7,1/5,0 kg PO ₄ ³⁻ 2,8 x 10 ³ /2,6 x 10 ³ MJ 1,374/2,085 m ² .ano	-	Van der Werf, Kanyarushoki e Corson (2009)
2010					
Global	1 kg FPCM do berço ao varejo ^P	Intensivo Extensivo Orgânico	2,4 kg CO ₂	Emissão de metano da fermentação entérica e das esterqueiras.	Gerber <i>et al.</i> (2010)
2011					
Nova Zelândia	1 kg FPCM do berço ao portão ^B	Simulações/ Modelagem computadorizada de produção convencional	Simulou redução de 1,1 para 0,8 kg CO ₂	O uso dissociado de estratégias de manejo não reduzem satisfatoriamente o potencial de GEE concomitante com o aumento da produção leiteira.	Beukes, Gregorini e Romera (2011)
Tasmânia	1 kg FPCM do berço ao transporte ao laticínio ^B	A base de pasto	0,96 kg CO ₂	Eficiência de conversão alimentar e aplicação de fertilizante nitrogenado.	Christie, Rawnsley e Eckard (2011)
Global	1 kg FPCM do berço ao portão ^B	Convencional	- 1,0 a 2,0 kg CO ₂ Europa e América do Norte. - 3,0 a 5,0 kg CO ₂ Ásia, África do Norte e América Latina. - 7,5 kg CO ₂ África Subsaariana. - 2,4 kg CO ₂ média mundial.	Baixa produtividade animal (produtividade menores que 2.000 kg FPCM/vaca e ano).	Gerber <i>et al.</i> (2011)

Continua..

Tabela 1 - Continuação.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos*	Pontos críticos	Autor
Global	1 kg ECM do berço ao portão e do berço ao varejo; 1 kg FPCM do berço ao portão e do berço ao varejo; 1 kg leite do berço ao portão e do berço ao túmulo ^{EMBEES}	Convencional (revisão)	1,15 kg CO ₂ (média)	Uso de combustível, energia elétrica, fertilizantes e água.	Milani, Nutter e Thoma (2011)
Europa	ECM FPCM ^{EMBEES}	Convencional Orgânico (revisão)	-	Uso de fertilizantes, emissões do esterco e do gado, concentrado, taxa de lotação e rendimento da pastagem.	Yan, Humphreys e Holden (2011)
2012					
França	1 ton FPCM do berço ao portão ^E	Orgânico, extensivo, semi-intensivo e intensivo	-	-	Acosta-Alba et al. (2012)
Irlanda	1 ton FPCM do berço ao portão ^F	A base de pasto/ Confinamento	874,3/1.027,4 kg CO ₂ 6,9/11,9 kg SO ₂ 3,4/4,6 kg PO ₄ ³⁻ 2.300/3.900 MJ 7279/933,3 m ² .ano	Alto consumo de recursos e poluição devido na produção de concentrado e longo período de armazenamento de dejetos.	O'Brien et al. (2012)
2013					
EUA	1 kg FPCM do berço ao portão ^C	Convencional	1,14 kg CO ₂	Eficiência alimentar e manejo de dejetos.	Asselin-Balençon et al. (2013)
Alemanha	1 ton FPCM ^E	Fronteira no que diz respeito à vaca leiteira/ No que diz respeito à unidade produtiva/ No que diz respeito à cadeia produtiva (do berço ao portão)	393,5/655,6/910,3 kg CO ₂	Estratégia de redução de emissões no que diz respeito ao animal pode não ser promissora quando a fronteira estende-se do berço ao portão.	Van Middelaar et al. (2013)
França	1 kg FPCM do berço ao portão ^{ES}	Pasto com Normande/Pasto com Holandês/Pasto com Holandês e baixa silagem/ Pasto com Holandês e alta silagem/Pasto com Holandês, baixa silagem e ômega 3/ Pasto com Holandês, alta silagem e ômega 3	1,14/0,97/0,96/0,87/ 0,94/0,85 kg CO ₂ 11,5/10,4/8,5/8,7/8,5/8,7 g SO ₂ 3,4/2,9/3,6/3,7/3,8/4,2 g PO ₄ ³⁻ 4,0/3,6/3,5/ 3,3/3,5/3,4 MJ 0,4/0,3/0,4/0,3/0,5/0,5 m ² .ano 1,08/1,00/1,03/0,98/1,01/ 0,95 kg CO ₂ devido ao uso da terra e à mudança no uso da terra	Fermentação entérica, alto requerimento de fertilizante nitrogenado na pastagem, baixa produtividade, alta taxa de reposição de vacas e alta idade ao primeiro parto.	Nguyen et al. (2013)
Suíça	1 kg FPCM ^F	Leite orgânico em fazenda especializada/Leite orgânico em fazenda de policultivo	0,89/1,08 kg CO ₂	Compostagem do esterco, longevidade das vacas, produtividade animal.	Schader et al. (2014)
EUA	1 kg FPCM do berço ao portão ^B	Convencional	1,1 a 1,5 kg CO ₂	Manejo de dejetos, produção de alimentos e metano entérico.	Thoma et al. (2013a)
EUA	1 kg FPCM do berço ao portão ^{C/E/P}	Alocação Causal/ Econômica/ Proteica	91,5/94,4/95,0 % das emissões de CO ₂ são do leite e não da carne	O método causal não deve ser aplicado quando a estrutura do rebanho muda consideravelmente ao longo do ano.	Thoma, Jolliet e Wang (2013)
Irlanda	1 kg ECM/ 1 kg FPCM/ 1 kg sólidos de leite/ 1 litro de leite/ 1 kg de leite do berço ao portão ^E	Convencional a base de pasto	2,4/2,4/31,7/2,5/2,4 MJ	Ordenha: aquecimento da água, resfriamento do leite e uso da ordenhadeira.	Upton et al. (2013)

Continua...

Tabela 1 - Continuação.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos*	Pontos críticos	Autor
2014					
Coréia	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Convencional	1,13 kg CO ₂	Alimentação e fermentação entérica.	Baek, Lee e Park (2014)
Itália	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Fazenda leiteira sem biodigestor/ Com biodigestor com armazenamento aberto/ Com biodigestor com armazenamento fechado	1,13/0,86/0,72 kg CO ₂ 3,44/2,19/2,04 MJ 0,94/0,94/0,94 m ² .ano	A combustão de biogás aumentou o potencial de acidificação e formação de oxidantes fotoquímicos devido maior emissão de NO _x .	Battini <i>et al.</i> (2014)
Itália	1 kg FPCM do berço ao portão ^B	Alto nível de intensificação/ Intensificação mediana/ Baixa intensificação	1,26/1,27/1,25 kg CO ₂ 16,0/16,2/13,9 g SO ₂ 7,50/7,70/6,86 g PO ₄ ³⁻ 5,44/5,44/5,51 MJ 0,89/1,02/0,97 m ² .ano	Em escala global a intensificação é boa, mas em escala local os impactos aumentam. Ao mudar a unidade funcional para hectare, o potencial de todos os impactos aumentou com a intensificação.	Bava <i>et al.</i> (2014)
Irã	1 kg FPCM do berço ao portão da fazenda/ 1 litro de leite pasteurizado embalado em saco plástico do berço ao portão do laticínio ^B	Confinamento	1,57/1,73 kg CO ₂	Produção de eletricidade para ar condicionado, fermentação entérica, eletricidade utilizada para irrigação da alfafa, consumo de diesel na agricultura, transporte, cevada e grão de milho.	Daneshi (2014)
Holanda	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Fazendas com ciclagem de nutrientes melhorada/ Sem ciclagem de nutrientes melhorada	1,3/1,4 kg CO ₂ 9,7/11,1 g SO ₂ 65,4/78,3 g NO ₃ 5,0/5,9 MJ 1,3/1,4 m ² .ano	A emissão do esterco sobre o solo resulta em menor potencial de impacto do que a aplicação de fertilizante sintético.	Dolman <i>et al.</i> (2014)
Austrália	1 kg FPCM do berço ao portão ^{B,E}	Convencional	1,1 kg CO ₂	Eficiência de conversão alimentar e manejo de dejetos.	Gollnow <i>et al.</i> (2014)
Itália	1 kg FPCM do berço ao portão ^B	Confinamento o ano inteiro/A base de pasto no verão	1,55/1,72 kg CO ₂	Taxa de conversão alimentar, baixa produtividade por vaca, condições climáticas adversas que não permitem o cultivo de grãos para ração, concentrado importado.	Guerri <i>et al.</i> (2014)
Bélgica	1 kg FPCM do berço ao portão ^E	Produção intensiva especializada	1,04 kg CO ₂ 13,57 g SO ₂ 3,97 g PO ₄ ³⁻ 3,41 MJ 0,88 m ² .ano	Aplicação de fertilizante nitrogenado e esterco, baixa taxa de conversão alimentar e fermentação entérica, consumo de concentrado, densidade animal, consumo de diesel e eletricidade.	Meul <i>et al.</i> (2014)
Austrália	1 litro FPCM do berço ao portão ^E	Dietas ricas em gordura: Controle com trigo e forragem/ Cevada, trigo e forragem/ Farinha de milho e forragem/ Caroço de algodão, trigo e forragem.	0,98/0,97/0,95/1,02 kg CO ₂	Grande distância dos alimentos, produtividade animal, dejetos, fertilizantes, metano entérico e consumo de ração.	Williams <i>et al.</i> (2014)

Os tipos de alocação especificados e sobrescritos à fronteira foram: ^Bbiológica; ^Ccausal; ^Eeconômica; ^{E5}expansão do sistema; ^Mmassa; ^Pproteica; ^Qnão especificada; ECM: *Energy Corrected Milk*; FPCM: *Fat Protein Corrected Milk*; IDF: *International Dairy Federation*; GEE: Gases do Efeito Estufa; ^AAlocação econômica para o concentrado. Todos os potenciais de impacto são apresentados com o indicador de categoria equivalente: 1 kg. Exemplo: CO₂ = 1 kg CO₂ equivalente.

Tabela 2 - Pesquisas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) na produção de leite e derivados, no período de 2008 a 2014, onde a unidade funcional é o Energy Corrected Milk (ECM) – fator de correção que considera tanto a gordura quanto o teor de proteína do leite.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos ¹	Pontos críticos	Autor
2009					
Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^B	Convencional	1,02 kg CO ₂	Manejo do esterco, uso de fertilizante nitrogenado, composição proteica dos alimentos.	Cederberg et al. (2009)
2010					
EUA	1 kg ECM do berço a portão ^E	Convencional	0,54 kg CO ₂	Emissões da fermentação entérica e armazenamento de esterco.	Rotz, Montes e Chianese (2010)
2011					
Peru	1 kg ECM do berço ao portão ^E	Altiplanos/Litoral	5,42/1,74 kg CO ₂ 14,13/7,55 g SO ₂ 15,47/4,84 g PO ₄ ³⁻ 0,2/8791,0 MJ 23,11/1,71 m ²	Baixa produtividade animal, fermentação entérica, produção de alimentos e composição do concentrado.	Bartl, Gómez e Nemecek (2011)
Global	1 kg ECM ^{EM,BES}	Convencional Orgânica Extensiva Intensiva	0,718 a 5,420 kg CO ₂ 5,68 a 25,63 g SO ₂ 2,52 a 30,94 g PO ₄ ³⁻	Emissão entérica, volatilização de óxido nitroso dos dejetos, produção de alimentos, consumo de energia elétrica e combustíveis fósseis e manejo de dejetos.	Dias (2011)
Nova Zelândia Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^{EM,P,BES}	Tipos de alocação da produção leiteira nos dois países: Nova Zelândia/ Suécia	0,94/1,02 kg CO ₂ ; 0,98/1,14 kg CO ₂ ; 0,94/1,08 kg CO ₂ ; 0,86/0,99 kg CO ₂ ; 0,76/0,85 kg CO ₂	Diferentes alocações podem resultar em comparações equivocadas.	Flysjö et al. (2011a)
Nova Zelândia Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^S	Nova Zelândia/ Suécia	1,00/1,16 kg CO ₂	Metano da fermentação entérica e óxido nitroso da aplicação de fertilizante sintético e esterco na lavoura.	Flysjö et al. (2011b)
Global	1 kg ECM do berço ao portão ^B	Convencional	0,80 a 3,07 kg CO ₂	Produtividade animal, fermentação entérica e dejetos.	Hagemann et al. (2011)
Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^P	Convencional	1,13 kg CO ₂	Baixa eficiência da conversão alimentar.	Henriksson et al. (2011)
Dinamarca	1 kg ECM do berço ao portão ^{P,B,E,S}	A- Convencional B- Orgânico	A- 0,99/0,91/1,06/0,94 kg CO ₂ B- 1,02/0,90/1,10/0,96 kg CO ₂ A- 1,78 m ² B- 2,37 m ²	Baixa eficiência do rebanho e alta taxa de lotação.	Kristensen et al. (2011)
Brasil	1 ton ECM do berço ao portão ^E	Intensivo Extensivo	1,232/1,732 kg CO ₂ 6,89/5,96 kg SO ₂ 4,27/2,08 kg PO ₄ ³⁻ 4,186,51/12,089,91 MJ 451,98/6046,90 m ² /ano	Produção de alimentos, concentrado, emissões entéricas, dejetos, conversão alimentar e fertilizante sintético.	Olszensvski (2011)
2012					
EUA	1 kg ECM do berço ao portão ^E	A base de pasto/ Confinamento	0,88/0,87 kg CO ₂	Produtividade animal.	Belflower et al. (2012)
Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^{NES}	Orgânico/ Convencional	1,13/1,07 kg CO ₂ ; 0,49/0,52 kg CO ₂	A produção de carne no sistema leiteiro deve ser considerada nos estudos de pegada de carbono para melhores recomendações. A mudança no uso da terra deve ser incluída, pois muda os resultados das comparações entre orgânico e convencional.	Flysjö et al. (2012)
Global	1 kg ECM do berço ao portão ^B	Convencional	- 0,98 a 1,71 kg CO ₂ na Europa. - 0,88 a 4,08 kg CO ₂ em países não europeus. - 1,51 kg CO ₂ média mundial.	Produtividade animal.	Hagemann et al. (2012)

Continua..

Tabela 2 - Continuação.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos ^f	Pontos críticos	Autor
2013					
Espanha	1 kg ECM do berço ao portão ^E	Confinamento	0,84 a 2,07 kg CO ₂	Origem e tipo da dieta escolhida, metano do rúmen e do esterco e óxido nitroso do solo.	Prado <i>et al.</i> (2013)
Portugal	1 kg ECM embalado do berço ao laticínio ^M	Convencional	1,74 kg CO ₂ 31,28 g SO ₂ 9,43 g PO ₄ ³⁻ 0,678 g C ₂ H ₄ 5,37 g Sb 12,06 MJ 9,33x10 ⁻² mg CFC11	Fermentação entérica, manejo de dejetos, fabricação e aplicação de fertilizantes nitrogenados.	González-García <i>et al.</i> (2013a)
Dinamarca, Alemanha e Itália	1 kg ECM do berço ao portão ^B	Convencional Orgânico Confinamento A base de pasto	0,55 a 1,91 kg CO ₂ 7,44 a 25,64 g SO ₂ 4,61 a 11,12 g PO ₄ ³⁻ 0,92 a 5,29 MJ 0,68 a 1,87 m ² .ano	Baixa proporção de pastagem, emissões entéricas, armazenamento de dejetos e amônia, alimentos da lavoura, produção de fertilizante, baixa produtividade da lavoura.	Guerci <i>et al.</i> (2013)
Brasil	1 kg ECM do berço ao portão ^N	Confinamento/ Semiconfinado/ A base de pasto	0,776/1,065/1,013 kg CO ₂ 12,69/10,21/7,73 g SO ₂ 5,44/6,62/4,07 g PO ₄ ³⁻ 5,82/13,63/3,98 MJ 1,09/1,08/0,71 m ² .ano	Fertilizantes químicos utilizados na produção de grãos, silagem e fermentação entérica.	Léis (2013)
Noruega	1 kg ECM do berço ao portão ^E	Convencional	1,53 kg CO ₂ 14,54 g SO ₂ 1,89 m ² .ano	Alto uso de fertilizante nitrogenado, emissões dos animais e produtividade mediana das vacas.	Roer <i>et al.</i> (2013)
Irlanda	1 kg ECM/ 1 kg FPCM/ 1 kg sólidos de leite/ 1 litro de leite/ 1 kg de leite do berço ao portão ^E	Convencional a base de pasto	2,37/ 2,36/ 31,73/ 2,50/ 2,42 MJ	Ordenha: aquecimento da água, resfriamento do leite e uso da ordenhadeira.	Upton <i>et al.</i> (2013)
Irlanda	1 kg ECM do berço ao portão ^E	Pastagem rotacionada com adubação nitrogenada/ Pastagem rotacionada com trevo branco	1,04/0,87 kg CO ₂	Não é necessário contabilizar emissões de óxido nitroso provenientes de fertilizante quando existe a entrada de nitrogênio no sistema pela fixação biológica do trevo branco.	Yan, Humphreys e Holden (2013)
2014					
Jordânia	1 kg ECM do berço ao portão ^B	Convencional	1,253 kg CO ₂	Fermentação entérica, dejetos e produtividade animal.	Alqaisi <i>et al.</i> (2014)
Dinamarca Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^E	ACV consequencial/ ACV atribucional/ ACV pelas diretrizes PAS 2050/ ACV pelas diretrizes do IDF	Dinamarca - 1,15/1,15/1,90/1,85 kg CO ₂ Suécia - 1,15/1,30/1,75/1,83 kg CO ₂	Fermentação entérica, cultivo e produção dos alimentos dos animais.	Dalgaard, Schmidt e Flysjö (2014)
Suécia	1 kg ECM do berço ao portão ^{ES}	Orgânico com geração de energia por biogás	0,496 kg CO ₂	Custo de implementação da geração de energia pelo biodigestor e o requerimento de atualização avançado das instalações dos biodigestores.	Kimming <i>et al.</i> (2015)
Irlanda, Reino Unido e EUA	1 kg ECM do berço ao portão ^E	Sistema de alto desempenho a base de pasto/ Confinamento de alto desempenho/ Confinamento de altíssimo desempenho	0,76/0,79/0,84 kg CO ₂	Produtividade do sistema leiteiro, sequestro de carbono pela pastagem.	O'Brien <i>et al.</i> (2014)

Os tipos de alocação especificados e sobrescritos à fronteira foram: ^Bbiológica; ^Eeconômica; ^{ES}expansão do sistema; ^Mmassa; ^Nnenhuma; ^Pproteica; ^Qnão especificada; FPCM: *Fat Protein Corrected Milk*; ECM: *Energy Corrected Milk*; IDF: *International Dairy Federation*. ^fTodos potenciais de impacto são apresentados com o indicador de categoria equivalente. Exemplo: 1 kg CO₂ = 1 kg CO₂ equivalente; ^gNenhuma alocação para leite e seus coprodutos. Alocação econômica para alguns alimentos e seus respectivos coprodutos.

Tabela 3 - Pesquisas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) na produção de leite e derivados, no período de 2008 a 2014, onde a unidade funcional é 1 kg de leite ou múltiplos do mesmo.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos**	Pontos críticos	Autor
2008					
Portugal	1,2 Mton de leite do berço ao laticínio ^M	Convencional	1,2 x 10 ⁹ kg CO ₂ 2,5 x 10 ⁷ kg SO ₂ 8,6 x 10 ⁶ kg PO ₄ ³⁻	Uso de fertilizantes na produção de alimentos dos animais e gestão de chorumes.	Castanheira (2008)
República Tcheca	1 kg leite da ordenha ao portão ^O	Convencional	590,0 g CO ₂ 9,0 g SO ₂ 0,1 kg NO ₃	Compostos nitrogenados provenientes do esterco e de fertilizantes.	Havlikova, Kroeze e Huijbregts (2008)
2009					
EUA	1 kg leite do berço ao portão ^O	1.944/2.007	3,66/1,35 kg CO ₂	Eficiência produtiva.	Capper, Cady e Bauman (2009)
Global	1 kg leite do berço à fase de uso ^{††}	Intensivo Extensivo Orgânico	1 kg CO ₂ 13,1 g SO ₂ 6,2 g PO ₄ ³⁻ 3,08 MJ	Alimentação das vacas, fertilizantes e pesticidas, manejo do esterco e consumo de combustíveis fósseis.	Guignard et al. (2009)
2010					
Portugal	1.000 kg leite do berço a portão ^E	Convencional	1.021,3 kg CO ₂ 20,4 kg SO ₂ 7,1 kg PO ₄ ³⁻	Aplicação de esterco e fertilizantes sintéticos no solo, manejo do esterco, fermentação entérica e consumo de diesel.	Castanheira et al. (2010)
Alemanha	1 kg leite do berço ao portão ^O	Orgânico	1,05 kg CO ₂ 1,01 MJ 2,1 m ²	Baixa produtividade animal, alimentação desbalanceada e alta demanda de terra.	Müller-Lindenlauf, Deittert e Köpke (2010)
2011					
Global	1 kg de leite do berço ao portão 1 kg de leite do berço ao túmulo ^{E,B,ES}	Convencional	1,04 kg CO ₂ (média)	Produtividade e fertilidade animal.	Crosson et al. (2011)
EUA Nova Zelândia	1 kg de leite do berço ao portão ^B	Método IPCC/Método LCA	0,875/0,983 kg CO ₂	Fermentação entérica, uso de fertilizante e armazenagem de estrume.	O'Brien et al. (2011)
2013					
EUA	1 kg leite embalado do portão ao varejo ^M	Convencional	0,203 kg CO ₂	Queima de combustível dos caminhões e energia comprada do processador.	Nutter et al. (2013)
EUA	1 kg de leite consumido do berço ao túmulo ^{E,M,B}	Convencional	1,77 a 2,4 kg CO ₂	Produção de alimentos, metano entérico e manejo de dejetos.	Thoma et al. (2013b)
Canadá	1 kg de leite do berço ao laticínio ^{B,M,MFQ}	Convencional	1,0 kg CO ₂	Uso de energia elétrica produzida com combustíveis fósseis.	Vergé et al. (2013)
2014					
Reino Unido	1 kg de leite do berço ao portão ^N	Convencional/ Sistema melhorado	1,00/0,89 kg CO ₂	Taxa de conversão alimentar, manejo dos dejetos, produtividade leiteira anual por vaca, fertilidade, fecundidade e longevidade dos animais.	Audsley & Wilkinson (2014)
Holanda	1 ton de leite do berço ao portão ^O	Convencional/ Orgânico	1.600/1.400 kg CO ₂ 6.900 /5.100 MJ	Uso de fertilizante nitrogenado, concentrado, armazenamento de dejetos, serviços, eletricidade e uso de máquinas.	Bos et al. (2014)

Continua..

Tabela 3 - Continuação.

País	Fronteira	Sistema estudado	Potencial de impactos**	Pontos críticos	Autor
Quênia	1 kg de leite do berço ao portão ^{E/S}	Produção leiteira em sistema multifuncional	Econômica: 2,0 kg CO ₂ Subsistência: 1,1 kg CO ₂	O método de ACV com foco na <i>commoditie</i> não é equipado para avaliar sistemas de produção multifuncionais e pode levar ao desenvolvimento de opções de mitigação equivocadas que não se encaixam na sua complexidade. Produção de alimentos, fermentação entérica.	Weiler <i>et al.</i> (2014)
Alemanha	1 kg de leite do berço ao portão ^{NE/S}	Convencional	1,21/1,13 kg CO ₂	A implementação de uma pegada de carbono única para diferentes sistemas de produção por vaca leiteira é problemática por causa das incertezas e variabilidades epistemológicas, mas também devido a vários outros impactos ambientais.	Zehetmeier <i>et al.</i> (2014)

Os tipos de alocação especificados e sobrescritos à fronteira foram: ^Bbiológica; ^Eeconômica; ^{ES}expansão do sistema; ^Mmassa; ^{MFQ}matriz físico-química; ^Nnenhuma; ^Ssubsistência; ^Qnão especificada; IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*; LCA: *Life Cycle Assessment*; **Todos os potenciais de impacto são apresentados com o indicador de categoria equivalente. Exemplo: 1 kg CO₂ = 1 kg CO₂ equivalente. [†]Principalmente econômica (60 estudos de ACV).

potenciais são padronizados para um indicador de comparabilidade chamado de SO₂ equivalente (kg SO₂ eq).

Ao longo de toda a cadeia de produção de lácteos, a fase de produção do leite contribui com 97% do potencial de acidificação, sendo a amônia responsável por 79%. Os nitratos e sulfatos contribuem com 5 e 12%, respectivamente (GUIGNARD *et al.*, 2009). No processo de cultivo de pastagens e grãos, há volatilização da amônia dos fertilizantes sintéticos e do esterco utilizados (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; THOMASSEN *et al.*, 2008a) e é onde se encontram as mais intensas emissões que contribuem para o potencial de acidificação (BAVA *et al.*, 2014; HAVLIKOVA; KROEZE; HUIJBREGTS, 2008). Contudo, embora os dejetos sejam uma importante fonte de emissão (CASTANHEIRA, 2008), o esterco sobre o solo resulta em menor potencial de acidificação (e aquecimento global, demanda de energia, uso da terra e eutrofização) do que a aplicação de fertilizantes sintéticos (DOLMAN *et al.*, 2014).

Entre os estudos realizados, o maior potencial de acidificação foi encontrado em trabalhos conduzidos na Itália (25,6 g SO₂ eq.kg ECM), nos quais a amônia do armazenamento de dejetos e da lavoura de grãos revelou-se o principal elemento emitido (GUERCI *et al.*, 2013). As menores emissões foram encontradas em um sistema de produção de leite extensivo no Brasil (6,0 g SO₂ eq.kg ECM), o qual apresentou uma emissão 13% menor que em sistema confinado (6,9 g SO₂ eq.kg ECM) (OLSZENSWSKI, 2011). No entanto, Léis (2013) observou que no Sul do Brasil a maior emissão de amônia pelo uso de fertilizantes sintéticos e orgânicos ocorreu em um sistema de produção confinado, que resultou em uma diferença de até 40% menos emissão entre esse sistema (12,7 g SO₂ eq.kg ECM) e o sistema à base de pasto (7,7 g SO₂ eq.kg ECM).

Potencial de eutrofização

O aumento excessivo do aporte de nutrientes em corpos d'água, provocado pela emissão de nitrogênio (NO_x, NH_x) e compostos fosfatados (PO₄³⁻), afeta o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos. Essas moléculas são colocadas em uma base comum em massa de PO₄³⁻ equivalente (kg PO₄³⁻ eq) ou NO₃ equivalente (NO₃ eq). Na comparação dos sistemas de produção convencional e orgânico (THOMASSEN *et al.*, 2008a), a adubação nitrogenada e fosfatada, lixiviada e volatilizada foram maiores para o sistema convencional, uma vez que o uso de fertilizantes por hectare para a produção de alimentos é maior nesse sistema. Por isso, apesar de os dejetos terem impacto relevante nos manejos convencional e orgânico, eles contribuíram apenas com 9 e 23% para o potencial de eutrofização, respectivamente, enquanto a produção de alimentos contribuiu com 90 e 75%, respectivamente.

Uma grande variação no potencial de eutrofização (2,1 a 15,6 kg PO₄³⁻ eq.kg ECM) (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; OLSZENSWSKI, 2011) foi encontrada na literatura entre os sistemas estudados. Essas diferenças podem ser de cunho metodológico (DIAS, 2011). No entanto, independentemente do sistema de produção adotado, os fatores que caracterizaram maior potencial de eutrofização foram utilização de fertilizante sintético e esterco na produção de grãos para a confecção de concentrado, silagem e pasto, seguidos do armazenamento de dejetos e produção de fertilizantes orgânicos (BASSET-MENS; LEDGARD; BOYES, 2009; CASTANHEIRA *et al.*, 2010; O'BRIEN *et al.*, 2011). No Brasil, o mesmo padrão foi encontrado, e os sistemas à base de pasto apresentaram menor potencial de eutrofização que os sistemas mais intensivos, nos quais a fase de produção de alimentos para os animais foi responsável por, aproximadamente, 99% das emissões (LÉIS, 2013; OLSZENSWSKI, 2011).

Tabela 4 - Pesquisas de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) na produção de leite e derivados, no período de 2008 a 2014, onde a unidade funcional (UF) foi diferente das demais.

País	Fronteira e UF	Sistema estudado	Potencial de impactos ^{††}	Pontos críticos	Autor
2010					
Inglaterra Alemanha França	500 g de manteiga/ margarina embalada do berço ao túmulo ^E	Manteiga/ Margarina	4,15/0,68 kg CO ₂ 0,0350/0,0106 kg SO ₂ 0,02425/0,00730 kg PO ₄ ³⁻ 18,00/11,03 MJ 4,75/ 2,07 m ²	Fermentação entérica, produção de alimentos para as vacas e manejo dos dejetos.	Nilsson <i>et al.</i> (2010)
2011					
Espanha	1 litro de leite do berço ao portão ^E	Convencional	0,7713 kg CO ₂ 9,0 g SO ₂ 4,3 g PO ₄ ³⁻ 3,7876 MJ 0,9 m ² .ano	Processo de produção de alimentos e emissões do gado.	Iribarren <i>et al.</i> (2011)
Holanda	1 kg de queijo semiduro do berço ao varejo ^E	Convencional	8,5 kg CO ₂ 47,2 MJ 6,8 m ² .ano	Cultivo de concentrado.	Van Middelaar <i>et al.</i> (2011)
2012					
EUA	500.000 ton de queijo Cheddar produzido em 365 dias do berço ao portão ^O	Raça Holandês/Raça Jersey	8.104 × 10 ³ ton CO ₂ / 6.442 × 10 ³ ton CO ₂	O alto peso corporal e a reduzida densidade do leite da raça Holandês não são compensados ambientalmente pela sua elevada produtividade.	Capper & Cady (2012)
Itália	1 litro de leite de alta qualidade engarrafado em embalagem Tetra Top® do berço ao varejo ^N	ACV de leite de alta qualidade da empresa Coop Itália com PCR de 2006/ACV do mesmo produto com PCR revisada em 2010	1,5/1,3 kg CO ₂ 9,9/21 g SO ₂ 7,2/8,0 g PO ₄ ³⁻	Fermentação entérica, consumo de diesel, uso de fertilizantes e manejo de dejetos.	Fantin <i>et al.</i> (2012)
Espanha	Embalagem para 1 litro de leite do berço ao túmulo ^O	Cartonada (tetrapak)/ P.E.T./ Polietileno alta densidade	0,17/0,25/0,34 kg CO ₂ 0,590/1,505/1,135 g SO ₂	A fase de produção do leite.	Meneses, Pasqualino e Castells (2012)
2013					
EUA	1 kg ração para vacas de leite saindo da fábrica do berço à distribuição até as fazendas ^{E,M}	Produção de ração convencional	0,62/0,93 kg CO ₂	Entrada de coprodutos agrícolas de alimentos como caroço de algodão, gordura, aveia, ureia, melaço e farelo de soja.	Adom <i>et al.</i> (2013)
Espanha	1 kg de queijo embalado para consumo do berço ao laticínio ^E	Convencional	10,44 kg CO ₂ 103 g SO ₂ 64 g PO ₄ ³⁻ 71,98 MJ	Produção de alimentos (forragem), fermentação entérica, manejo de dejetos, processo de defumação, o sistema de aquecimento e o tratamento de águas residuais.	González- García <i>et al.</i> (2013c)
Portugal	1 kg de queijo curado do berço ao laticínio ^{E,M,N}	Convencional	7,49 kg CO ₂ 180 g SO ₂ 65 g PO ₄ ³⁻ 68,43 MJ 2,03 m ² .ano	Metano da fermentação entérica, amônia do manejo de dejetos e emissões das máquinas agrícolas e uso da terra para produção de pastagem.	González- García <i>et al.</i> (2013b)
2014					
Sérvia	1 kg do produto final ao consumidor do berço ao laticínio ^{M,F,Q,M}	Leite pasteurizado/ Leite UHT/ logurte/ Nata/ Manteiga/ Queijo	1,4/1,3/2,0/4,0/21,0/ 8,0 kg CO ₂ 14,7/13,9/16,9/50,4/ 264,7/79,5 g SO ₂ 6,5/6,4/6,7/23,7/124,6/ 36,8 g PO ₄ ³⁻	Em geral, produção de leite na fazenda. No laticínio, consumo de energia por combustíveis fósseis e madeira.	Djekic <i>et al.</i> (2014)
Norte da Europa	1 kg do produto do berço ao portão ^S	Laticínios frescos/ Manteiga/ Queijo/ Leite em pó e produtos à base de soro de leite	1,1/8,1/6,5/7,4 kg CO ₂ 0,79/4,0/3,3/6,5 MJ	O fator de alocação para o leite cru é o mais crítico.	Flysjö, Thrane e Hermansen (2014)

Os tipos de alocação especificados e sobrescritos à fronteira foram: ^Bbiológica; ^Eeconômica; ^Mmassa; ^{M^FQ}matriz físico-química; ^Nnenhuma; ^Onão especificada; PCR: *Product Category Rules*; ^{††}Todos os potenciais de impacto são apresentados com o indicador de categoria equivalente. Exemplo: 1 kg CO₂ = 1 kg CO₂ equivalente; ^SParâmetro para alocação baseado no valor de gordura e proteína.

Uso da terra

O termo “Uso da Terra” refere-se à perda da terra como um recurso indisponível temporariamente para outros fins devido à ocupação por cultivo (O'BRIEN *et al.*, 2012) e à transformação (perda da biodiversidade e serviços ecossistêmicos) das terras pelo seu uso. É expressa em m² por ano (m².ano).

Na cadeia da produção de leite, a fase agrícola é a que mais demanda o uso de terras para a produção de alimentos. Assim, quanto mais intensiva a exploração leiteira menor o uso de terras para a produção de alimentos para os animais (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; OLSZENSWSKI, 2011). Da mesma forma, os sistemas convencionais estudados necessitaram de menor uso de terras que os orgânicos (KRISTENSEN *et al.*, 2011; THOMASSEN *et al.*, 2008a; VAN DER WERF; KANYARUSHOKI; CORSON, 2009).

Uma vez que o cultivo de grãos (milho e soja) produz maior quantidade de energia e proteína por unidade de área quando comparado à pastagem, e, portanto, requer menor ocupação de terras para alimentar a mesma quantidade de animais, esses resultados devem-se, provavelmente, à alimentação em sistemas intensivos e convencionais, em que é predominante o uso de silagem e concentrado, os quais possuem esses ingredientes como base. Já em sistemas extensivos no Brasil e Peru (BARTL; GÓMEZ; NEMECEK, 2011; OLSZENSWSKI, 2011) e orgânicos da França e Dinamarca (KRISTENSEN *et al.*, 2011; VAN DER WERF; KANYARUSHOKI; CORSON, 2009) a pastagem apresenta-se como a base da alimentação. Em contraste, O'Brien *et al.* (2012) contabilizaram maior uso de terra em sistema confinado (0,9 m².ano) do que à base de pasto (0,7 m².ano), ao qual atribuíram as diferenças devido à produtividade da pastagem, à composição do concentrado e aos procedimentos de alocação de coprodutos do concentrado.

Nos dois estudos de caso de ACV no Sul do Brasil sobre a produção de leite do berço ao portão, quase 100% do uso das terras é destinado à produção de alimentos. Em sistema semiextensivo, a produção de pastagem representa 94% do uso de terras (OLSZENSWSKI, 2011).

Demanda acumulada de energia

A demanda total de energia inclui recursos renováveis e não renováveis. É o somatório da energia retirada da natureza para cumprir o sistema de produto analisado (ZANGHELINI, 2013). Esse impacto é expresso em megajoules (MJ). Entre os estudos de ACV no mundo, o menor e maior consumo de energia foram os computados por Bartl, Gómez e Nemecek (2011), nos altiplanos (0,2 MJ.kg ECM) e no litoral (8791,0 MJ.kg ECM) do Peru, tendo o elevado consumo de energia no litoral ocorrido devido à produção de grãos para a elaboração de rações concentradas.

Em um estudo na Holanda, sistemas orgânicos consomem menos energia (3,1 MJ.kg FPCM) que convencionais (5,0 MJ.kg FPCM), e o

uso indireto de energia consistiu principalmente da produção e do transporte de concentrados (THOMASSEN *et al.*, 2008a). Upton *et al.* (2013) observaram que em sistemas intensivos, 78% do consumo de energia estava relacionado à aplicação de fertilizantes e à produção e ao transporte de concentrados. O consumo de energia elétrica representava apenas 12%, dos quais 80% era consumido durante o uso da ordenhadeira (20%), aquecimento de água (23%), resfriador (31%), iluminação (3%) e bombeamento de água (5%).

No Brasil, o potencial desse impacto está associado à produção de fertilizantes (OLSZENSWSKI, 2011). Em sistema à base de pasto, em estabelecimentos rurais familiares, o consumo de energia foi três vezes maior (12,1 MJ.kg ECM) (OLSZENSWSKI, 2011) que o sistema considerado à base de pasto (4,0 MJ.kg ECM) por Léis (2013). Isso pressupõe que melhorias no manejo e na produtividade leiteira poderão ter considerável redução do consumo de energia (LÉIS, 2013), uma vez que 58% da produção de leite brasileira ocorre em propriedades familiares (IBGE, 2009)

Embora a produção brasileira de leite seja a quinta maior do mundo (FAOSTAT, 2015), é notável a diferença no número de publicações em países temperados e no Brasil (Figura 1). Contudo,

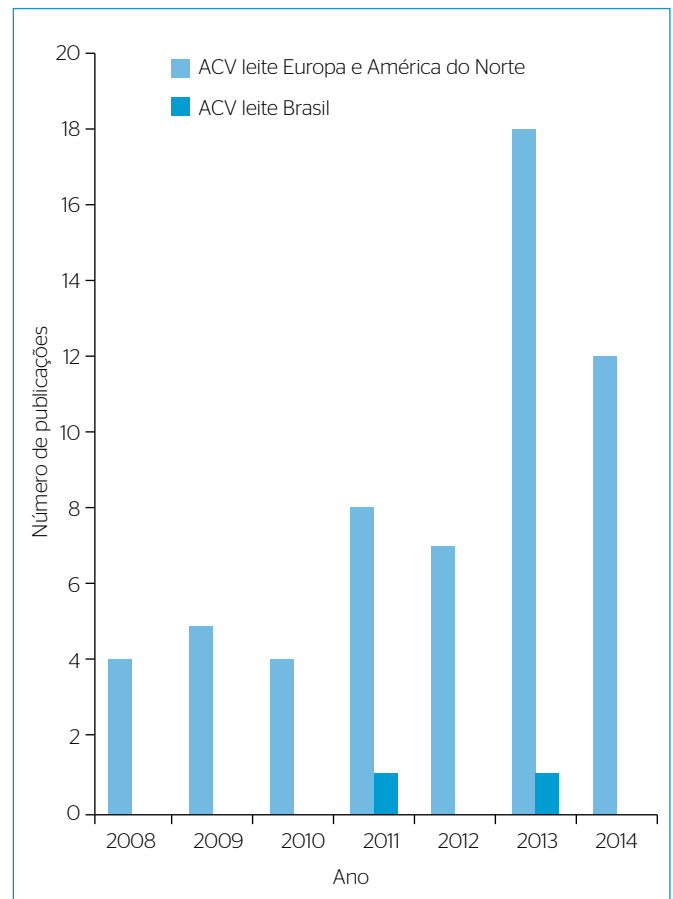


Figura 1 – Ranking de estudos de Avaliação do Ciclo de Vida da pecuária de leite no Brasil e na Europa e América do Norte.

é possível apropriar-se de, e adaptar, algumas recomendações dos estudos internacionais às condições brasileiras. Do berço às prateleiras dos supermercados, a fase da produção do leite é a principal fonte de impacto ambiental em toda a cadeia dos produtos lácteos (GUIGNARD *et al.*, 2009; NILSSON *et al.*, 2010; VAN MIDDELAAR *et al.*, 2011). Assim, produtos que requerem maior quantidade de sólidos do leite por quilo de produto geram necessariamente maior quantidade de emissões ao ambiente (DJEKIC *et al.*, 2014; FLYSJÖ; THRANE; HERMANSEN, 2014).

Capper e Cady (2012) apontaram que os sólidos do leite são elementos relevantes para a mitigação dos impactos por quilo de produto, uma vez que o queijo produzido com leite de vaca Jersey (maior teor de gordura e proteína) produz 3,3 kg CO₂ eq a menos que o queijo produzido com leite da raça Holandês. Estima-se que 23% da produção brasileira de leite em 2009 foi destinada à produção de queijo (FILHO & POMBO, 2010). Assim, a produção de queijo baseada em animais da raça Jersey, ou outras raças de alto teor de sólidos do leite, pode contribuir para a mitigação dos impactos da cadeia leiteira.

Os estudos apontam a produtividade animal como um ponto importante para reduzir os impactos. Quanto maior a produção do animal, menor a proporção de energia e nutrientes direcionados para manutenção, e maior para a produção de leite (CAPPER, 2011). Dessa forma, mudanças de manejo que aumentam a produtividade, contribuem para a redução do potencial de impacto por quilo de produto. No entanto, apesar da quantificação do bem-estar animal ainda não ser contemplada em ACV, a intensificação só é integralmente positiva ao ambiente, enquanto não for contraditória com o bem-estar dos animais.

Da mesma forma, apesar de o uso de concentrado aumentar a produtividade animal, o uso do concentrado desconsidera a importância dos ruminantes em converter alimento impróprio para o ser humano, a celulose, em proteína de alta qualidade (BEAUCHEMIN *et al.*, 2011). Somado a isso, alguns estudos apontam que o ponto crítico da produção de leite é o uso de fertilizantes sintéticos na produção de concentrados (LÉIS, 2013; THOMASSEN *et al.*, 2008a).

A tentativa de reduzir o potencial de mudança climática pelo aumento do uso de insumos dependentes de energia fóssil, como fertilizantes e ração, é paradoxal e contraditória com as outras categorias de impacto (MODERNEL; ASTIGARRAGA; PICASSO, 2013; PICASSO *et al.*, 2014). Assim, a partir dos resultados internacionais, pode-se inferir que os sistemas de produção deveriam recorrer à melhoria da conversão alimentar e ao ganho de peso para animais criados a pasto (PALERMO; DAVIGNON; FREITAS, 2014), sistema movido a manejo e energia solar, e não energia fóssil.

Dick, da Silva e Dewes (2015) e Ruviano *et al.* (2015) apontam que, entre as práticas de mitigação dos impactos de ruminantes, o melhoramento da pastagem nativa com a introdução de espécies

de leguminosas, gramíneas, e o manejo rotacionado diário é capaz de reduzir a 0,5% o potencial de impacto climático da pastagem extensiva nativa no Sul do Brasil. Salienta-se que para a criação a pasto ser competitiva com o confinamento é preciso melhorar a produtividade dos animais, bem como a qualidade nutricional dos pastos oferecidos. Para tanto, é preciso que a colheita do pasto pelos animais ocorra no momento em que se obtém a máxima produtividade e qualidade por unidade de tempo, ou seja, no estágio vegetativo entre a fase de crescimento e a fase de reprodução do pasto, conhecido como ponto ótimo de repouso (MACHADO FILHO, 2011). Assim, as vacas poderão produzir mais leite, o que dilui o efeito de manutenção, e logo, reduz as emissões. A colheita nesse estágio da planta requer a divisão da pastagem com tempo de repouso variável, uma vez que no sistema de pastejo extensivo se torna difícil este manejo.

O manejo na fase de transição vegetativa-reprodutiva da pastagem permite, frequentemente, que se obtenha uma disponibilidade de pasto que atenda às exigências nutricionais de duas a quatro unidades animais por hectare em sistemas de produção bem manejados (MACHADO, 2010), sem comprometer a qualidade da forragem (BERTON, 2010). Ou seja, além de proporcionar alta taxa de sequestro de carbono (MORENO *et al.*, 2011), é possível fornecer pastagem com menor potencial de fermentação entérica. Associado a isso, Yan, Humphreys e Holden (2013) notaram que em pastejo rotacionado, o impacto ambiental é menor quando se utiliza a fixação biológica de nitrogênio, por meio do uso de leguminosas, ao invés da entrada de nitrogênio via fertilizantes sintéticos.

CONCLUSÕES

Em toda a cadeia de lácteos, a fase da produção de leite na fazenda é a que contribui com a maioria das emissões. Os principais pontos críticos para a bovinocultura de leite são a fermentação entérica, a produção e o uso de fertilizantes sintéticos, o uso de esterco, a produção e o transporte de concentrado, e a baixa produtividade animal. No Brasil, além desses, a baixa qualidade nutricional e produtividade das pastagens contribuem para potenciais de impactos mais altos.

Em geral, o potencial de mudança climática apresentou-se contraditório às demais categorias de impacto abordadas, razão pela qual medidas para a redução deste não devem ser contraditórias a outras categorias de impacto, nem baseadas na redução do bem-estar animal, na perda de biodiversidade e no uso de energia fóssil. Por isso, o potencial de mudança climática não deve ser considerado sozinho em avaliações de impacto ambiental. A intensificação à base de pasto pode vir a atender a redução desses impactos, e logo, a contradição, pois além de reduzir a necessidade do uso de insumos, como fertilizante sintético e concentrado, devido ao aumento da produtividade e qualidade via

divisão da pastagem, também reduz os efeitos da fermentação entérica como resultado das altas taxa de sequestro de carbono pela fotossíntese.

Para o Brasil e globalmente, o melhor custo benefício em termos de redução de impactos seria concentrar os esforços em regiões de

baixa produtividade. Portanto, o desenvolvimento e a implementação de políticas em âmbito nacional e internacional são imprescindíveis para que ocorra uma redução nos impactos da bovino-cultura leiteira.

REFERÊNCIAS

- ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. (2009) *Avaliação do Ciclo de Vida: Princípios e Estrutura*. NBR ISO 14040, v. 21. Rio de Janeiro: ABNT. 28p.
- ACOSTA-ALBA, I.; LOPÉZ-RIDAURA, S.; VAN DER WERF, H.M.G.; LETERME, P.; CORSON, M.S. (2012) Exploring sustainable farming scenarios at a regional scale: an application to dairy farms in Brittany. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 160-167.
- ADOM, F.; WORKMAN, C.; THOMA, G.; SHONNARD, D. (2013) Carbon footprint analysis of dairy feed from a mill in Michigan, USA. *International Dairy Journal*, v. 31, p. S21-S28.
- ALQAISI, O.; HEMME, T.; HAQEMANN, M.; SUSENBETH, A. (2014) Nutritional and ecological evaluation of dairy farming systems based on concentrate feeding regimes in semi-arid environments of Jordan. *Saudi Journal of Biological Sciences*, v. 21, n. 1, p. 41-55.
- ASSELIN-BALENÇON, A.C.; POPP, J.; HENDERSON, A.; HELLER, M.; THOMA, G.; JOLLIET, O. (2013) Dairy farm greenhouse gas impacts: A parsimonious model for a farmer's decision support tool. *International Dairy Journal*, v. 31, p. S65-S77.
- AUDSLEY, E. & WILKINSON, M. (2014) What is the potential for reducing national greenhouse gas emissions from crop and livestock production systems? *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 263-268.
- BAEK, C.; LEE, K.; PARK, K. (2014) Quantification and control of the greenhouse gas emissions from a dairy cow system. *Journal of Cleaner Production*, v. 70, p. 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. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 13, p. 1494-1505.
- BASSET-MENS, C.; LEDGARD, S.; BOYES, M. (2009) Eco-efficiency of intensification scenarios for milk production in New Zealand. *Ecological Economics*, v. 68, n. 6, p. 1615-1625.
- BATTINI, F.; AGOSTINI, A.; BOULAMANTI, A.K.; GIUNTOLI, J.; AMADUCCI, S. (2014) Mitigating the environmental impacts of milk production via anaerobic digestion of manure: Case study of a dairy farm in the Po Valley. *Science of the Total Environment*, v. 481, p. 196-208.
- BAVA, L.; SANDRUCCI, A.; ZUCALI, M.; GUERCI, M.; TAMBURINI, A. (2014) How can Farming intensification affect the environmental impact of milk production? *Journal of Dairy Science*, v. 97, n. 7, p. 1-15.
- BEAUCHEMIN, K.A.; JANZEN, H.H.; LITTLE, S.M.; MCALLISTER, T.A.; MCGINN, S.M. (2011) Mitigation of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 663-677.
- BELFLOWER, J.B.; BERNARD, J.K.; GATTIE, D.K.; HANCOCK, D.W.; RISSE, L.M.; ROTZ, C.A. (2012) A case study of the potential environmental impacts of different dairy production systems in Georgia. *Agricultural Systems*, v. 108, p. 84-93.
- BERLIN, J. (2002) Environmental life cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *International Dairy Journal*, v. 12, n. 11, p. 939-953.
- BERTON, C.T. (2010) *Efeito de diferentes tempos de repouso sobre a parte aérea, sistema radicular e comportamento de pastoreio de vacas leiteiras em uma pastagem polifítica*. Dissertação (Mestrado em Agroecossistemas) - Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- BEUKES, P.C.; GREGORINI, P.; ROMERA, A.J. (2011) Estimating greenhouse gas emissions from New Zealand dairy systems using a mechanistic whole farm model and inventory methodology. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 708-720.
- BOS, J.F.F.P.; DE HAAN, J.; SUKKEL, W.; SCHILS, R.L.M. (2014) Energy use and greenhouse gas emissions in organic and conventional farming systems in the Netherlands. *NJAS - Wageningen Journal of Life Sciences*, v. 68, p. 61-70.
- CAPPER, J.L. (2011) The environmental impact of beef production in the United States: 1977 compared with 2007. *Journal of Animal Science*, v. 89, n. 12, p. 4249-4261.
- CAPPER, J.L. & CADY, R.A. (2012) A comparison of the environmental impact of Jersey compared with Holstein milk for cheese production. *Journal of Dairy Science*, v. 95, n. 1, p. 165-176.
- CAPPER, J.L.; CADY, R.A.; BAUMAN, D.E. (2009) The environmental impact of dairy production: 1944 compared with 2007. *Journal of Animal Science*, v. 87, n. 6, p. 2160-2167.
- CASTANHEIRA, E.G. (2008) *Avaliação do Ciclo de Vida dos produtos lácteos fabricados em Portugal continental*. Dissertação (Mestrado em Energia e Gestão do Ambiente) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- CASTANHEIRA, E.G.; DIAS, A.C.; ARROJA, R.; AMARO, R. (2010) The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agricultural Systems*, v. 103, n. 7, p. 498-507.

- CEDERBERG, C. & MATTSSON, B. (2000) Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*, v. 8, n. 1, p. 49-60.
- CEDERBERG, C.; SONESSON, U.; HENRIKSSON, M.; SUND, V.; DAVIS, J. (2009) Greenhouse gas emissions from Swedish production of meat, milk and eggs 1990 and 2005. *Swedish Institute for Food and Biotechnology Report 793*.
- CEDERBERG, C. & STADIG, M. (2003) System Expansion and Allocation in Life Cycle Assessment of Milk and Beef Production. *International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 8, n. 6, p. 350-356.
- CHRISTIE, K.M.; RAWNSLEY, R.P.; ECKARD, R.J. (2011) A whole farm systems analysis of greenhouse gas emissions of 60 Tasmanian dairy farms. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 653662.
- CROSSON, P.; SHALLOO, L.; O'BRIEN, D.; LANIGAN, G.J.; FOLEY, P.A.; BOLAND, T.M.; KENNY, D.A. (2011) A review of whole farm systems models of greenhouse gas emissions from beef and dairy cattle production systems. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 29-45.
- DALGAARD, R.; SCHMIDT, J.; FLYSJÖ, A. (2014) Generic model for calculating carbon footprint of milk using four different LCA modelling approaches. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 146-153.
- DANESHI, A.; ESMALI-SARI, A.; DANESHI, M.; BAUMANN, H. (2014) Greenhouse gas emissions of packaged fluid milk production in Tehran. *Journal of Cleaner Production*, v. 80, p. 150-158.
- DIAS, S.I.L. (2011) *Análise de estudos de avaliação de ciclo de vida para os laticínios*. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente) - Departamento de Ambiente e Ordenamento, Universidade de Aveiro, Aveiro.
- DICK, M.; DA SILVA, M.A.; DEWES, H. (2015) Mitigation of environmental impacts of beef cattle production in southern Brazil – Evaluation using farm-based life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, v. 87, p. 58-67.
- DJEKIC, I.; MIONOVIC, J.; TOMASEVIC, I.; SMIGIC, N.; TOMIC, N. (2014) Environmental life-cycle assessment of various dairy products. *Journal of Cleaner Production*, v. 68, p. 64-72.
- DOLMAN, M.A.; SONNEVELD, M.P.W.; MOLLENHORST, H.; DE BOER, I.J.M. (2014) Benchmarking the economic, environmental and societal performance of Dutch dairy farms aiming at internal recycling of nutrients. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 245-252.
- FANTIN, V.; BUTTOL, P.; PERGREFFI, R.; MASONI, P. (2012) Life cycle assessment of Italian high quality milk production. A comparison with an EPD study. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 150-159.
- FAOSTAT - Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2015) Disponível em: <<http://faostat.fao.org/site/573/default.aspx#ancor>>. Acesso em: dez. 2015.
- FILHO, R.R.L. & POMBO, G. (2010) *Aumenta o consumo de queijo no Brasil*. Scot Consultoria: Carta do Leite, v. ano 6, p. 1-2.
- FLYSJÖ, A.; CEDERBERG, C.; HENRIKSSON, M.; LEDGARD, S. (2011a) How does co-product handling affect the carbon footprint of milk? Case study of milk production in New Zealand and Sweden. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 16, n. 5, p. 420-430.
- FLYSJÖ, A.; HENRIKSSON, M.; CEDERBERG, C.; LEDGARD, S.; ENGLUND, J. (2011b) The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agricultural Systems*, v. 104, n. 6, p. 459-469.
- FLYSJÖ, A.; CEDERBERG, C.; HENRIKSSON, M.; LEDGARD, S. (2012) The interaction between milk and beef production and emissions from land use change - critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 134-142.
- FLYSJÖ, A.; THRANE, M.; HERMANSEN, J.E. (2014) Method to assess the carbon footprint at product level in the dairy industry. *International Dairy Journal*, v. 34, n. 1, p. 86-92.
- GERBER, P.; VELLINGA, T.; DIETZE, K.; FALCUCCI, A.; GIANNI, G.; MOUNSEY, J.; MAIORANO, L.; OPIO, C.; SIRONI, D.; THIEME, O.; WEILER, V. (2010) *Greenhouse Gas Emissions from the Dairy Sector - A Life Cycle Assessment*. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome. 98 p.
- GERBER, P.; VELLINGA, T.; OPIO, C.; STEINFELD, H. (2011) Productivity gains and greenhouse gas emissions intensity in dairy systems. *Livestock Science*, v. 139, n. 1-2, p. 100-108.
- GOLLNOW, S.; LUNDIE, S.; MOORE, A.D.; MCLAREN, J.; VAN BUUREN, N.; STAHLE, P.; CHRISTIE, K.; THYLMANN, D.; REHL, T. (2014) Carbon footprint of milk production from dairy cows in Australia. *International Dairy Journal*, v. 37, n. 1, p. 31-38.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; CASTANHEIRA, E.G.; DIAS, A.C.; ARROJA, L. (2013a) Using Life Cycle Assessment methodology to assess UHT milk production in Portugal. *Science of the Total Environment*, v. 442, p. 225-234.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; CASTANHEIRA, E.G.; DIAS, A.C.; ARROJA, L. (2013b) Environmental performance of a Portuguese mature cheese-making dairy mill. *Journal of Cleaner Production*, v. 41, p. 65-73.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, S.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G.; ARROJA, L. (2013c) Environmental Life Cycle Assessment of a Galician cheese: San Simon da Costa. *Journal of Cleaner Production*, v. 52, p. 253-262.
- GUERCI, M.; KNUDSEN, M.T.; BAVA, L.; ZUCALI, M.; SCHÖNBACH, P.; KRISTENSEN, T. (2013) Parameters affecting the environmental impact of a range of dairy farming systems in Denmark, Germany and Italy. *Journal of Cleaner Production*, v. 54, p. 133-141.
- GUERCI, M.; BAVA, L.; ZUCALI, M.; TAMBURINI, A.; SANDRUCCI, A. (2014) Effect of summer grazing on carbon footprint of milk in Italian Alps: a sensitivity approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 236-244.

- GUIGNARD, C.; VERONES, F.; LOERINCIK, Y.; JOLLIET, O. (2009) *Environmental Ecological Impact of the Dairy Sector: Literature review on dairy products for an inventory of key issues. List of environmental initiatives and influences on the dairy sector*. International Dairy Federation. Bulletin of International Dairy Federation. Report 436, Belgium. 66 p.
- HAGEMANN, M.; HEMME, T.; NDAMBI, A.; ALQAISI, O.; SULTANA, M.N. (2011) Benchmarking of greenhouse gas emissions of bovine milk production systems for 38 countries. *Animal Feed Science and Technology*, v. 166-167, p. 46-58.
- HAGEMANN, M.; NDAMBI, A.; HEMME, T.; LATCZ-LOHMANN, U. (2012) Contribution of milk production to global greenhouse gas emissions. An estimation based on typical farms. *Environmental Science and Pollution Research International*, v. 19, n. 2, p. 390-402.
- HAVLIKOVA, M.; KROEZE, C.; HUIJBREGTS, M.A. (2008) Environmental and health impact by dairy cattle livestock and manure management in the Czech Republic. *The Science of the Total Environment*, v. 396, n. 2-3, p. 121-131.
- HENRIKSSON, M.; FLYSJÖ, A.; CEDERBERG, C.; SWENSSON, C. (2011) Variation in carbon footprint of milk due to management differences between Swedish dairy farms. *Animal: an international journal of animal bioscience*, v. 5, n. 9, p. 1474-1484.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2009) Censo Agropecuário. Disponível em: < <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/agropecuaria/censoagro/>>. Acesso em: 6 set. 2011.
- IPCC-INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2007) *Climate Change 2007: The Physical Science Basis*. In: SOLOMON, S. et al. (Eds.). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. United Kingdom: Cambridge University Press. 1007 p.
- IRIBARREN, D.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M.T.; FEIJOO, G. (2011) Benchmarking environmental and operational parameters through eco-efficiency criteria for dairy farms. *The Science of the Total Environment*, v. 409, n. 10, p. 1786-1798.
- KIMMING, M.; SUNDBERG, C.; NORDBERG, A.; BAKY, A.; BERNESSON, S.; HANSSON, P.A. (2015) Replacing fossil energy for organic milk production - potential biomass sources and greenhouse gas emission reductions. *Journal of Cleaner Production*, v. 106, p. 400-407.
- 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. *Livestock Science*, v. 140, n. 1-3, p. 136-148.
- LÉIS, C.M. (2013) *Desempenho ambiental de três sistemas de produção de leite no Sul do Brasil pela abordagem da Avaliação do Ciclo de Vida*. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- MACHADO FILHO, L.C.P. (2011) Conceituando o "tempo ótimo de repouso" em Pastoreio Racional Voisin. *Cadernos de Agroecologia*, v. 6, n. 1, p. 1-2.
- MACHADO, L.C.P. (2010) *Pastoreio Racional Voisin: tecnologia agroecológica para o terceiro milênio*. 2ª ed. São Paulo: Expressão Popular.
- MACHADO, L.C.P. & MACHADO FILHO, L.C.P. (2014) *A dialética da Agroecologia*. 1ª ed. São Paulo: Expressão Popular.
- MENESES, M.; PASQUALINO, J.; CASTELLS, F. (2012) Environmental assessment of the milk life cycle: the effect of packaging selection and the variability of milk production data. *Journal of Environmental Management*, v. 107, p. 76-83.
- MEUL, M.; VAN MIDDLELAAR, C.E.; DE BOER, I.J.M.; VAN PASSEL, S.; FREMAUT, D.; HAESAERT, G. (2014) Potential of life cycle assessment to support environmental decision making at commercial dairy farms. *Agricultural Systems*, v. 131, p. 105-115
- MILANI, F.X.; NUTTER, D.; THOMA, G. (2011) Invited review: Environmental impacts of dairy processing and products: a review. *Journal of Dairy Science*, v. 94, n. 9, p. 4243-4254.
- MODERNELE, P.; ASTIGARRAGA, L.; PICASSO, V. (2013) Global versus local environmental impacts of grazing and confined beef production systems. *Environmental Research Letters*, v. 8, n. 3.
- MORENO, J.; CASTAGNA, A.A.; PERISSÉ, G.M.N.; SEIXAS FILHO, J.T.; SOUZA, S.O.; ESTEVES, R.; KFURI, S. (2011) Sequestro de carbono em dois sistemas de pastoreio rotativo, o que emprega tempos fixos de ocupação e de repouso e o que emprega tempos variáveis de ocupação e de repouso. In: Semana de Pesquisa e Extensão UNISUAM. Rio de Janeiro (RJ): UNISUAM.
- MÜLLER-LINDENLAUF, M.; DEITERT, C.; KÖPKE, U. (2010) Assessment of environmental effects, animal welfare and milk quality among organic dairy farms. *Livestock Science*, v. 128, n. 1-3, p. 140-148.
- NGUYEN, T.T.H.; DOREAU, M.; CORSON, M.S.; EUGÈNE, M.; DELABY, L.; CHESNEAU, G.; GALLARD, Y.; VAN DER WERF, H.M.G. (2013) Effect of dairy production system, breed and co-product handling methods on environmental impacts at farm level. *Journal of Environmental Management*, v. 120, p. 127-137.
- NILSSON, K.; FLYSJÖ, A.; DAVIS, J.; SIM, S.; UNGER, N.; BELL, S. (2010) Comparative life cycle assessment of margarine and butter consumed in the UK, Germany and France. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 15, n. 9, p. 916-926
- NUTTER, D.W.; KIM, D.; ULRICH, R.; THOMA, G. (2013) Greenhouse gas emission analysis for USA fluid milk processing plants: Processing, packaging, and distribution. *International Dairy Journal*, v. 31, n. 1, p. S57-S64.
- O'BRIEN, D.; SHALLOO, L.; BUCKLEY, F.; HORAN, B.; GRAINGER, C.; WALLACE, M. (2011) The effect of methodology on estimates of greenhouse gas emissions from grass-based dairy systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 141, n. 1-2, p. 39-48.
- O'BRIEN, D.; SHALLOO, L.; PATTON, J.; BUCKLEY, F.; GRAINGER, C.; WALLACE, M. (2012) A life cycle assessment of seasonal grass-based and confinement dairy farms. *Agricultural Systems*, v. 107, p. 33-46.

- O'BRIEN, D.; CAPPER, J.L.; GARNSWORTHY, P.C.; GRAINGER, C.; SHALLOO, L. (2014) A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *Journal of Dairy Science*, v. 97, n. 3, p. 1835-1851.
- OGINO, A.; ISHIDA, M.; ISHIKAWA, T.; IKEGUCHI, A.; WAKI, M.; YOKOYAMA, H.; TANKA, Y.; HIROOKA, H. (2008) Environmental impacts of a Japanese dairy farming system using whole-crop rice silage as evaluated by life cycle assessment. *Animal Science Journal*, v. 79, n. 6, p. 727-736.
- OLSZENSWSKI, F.T. (2011) *Avaliação do ciclo de vida da produção de leite em sistema semi extensivo e intensivo: estudo aplicado*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- PALERMO, G.C.; D'AVIGNON, A.L.A.; FREITAS, M.A.V. (2014) Reduction of emissions from Brazilian cattle raising and the generation of energy: Intensification and confinement potentials. *Energy Policy*, v. 68, p. 28-38.
- PICASSO, V.D.; MODERNE, P.D.; BECOÑA, G.; SALVO, L.; GUTIÉRREZ, L.; ASTIGARRAGA, L. (2014) Sustainability of meat production beyond carbon footprint: a synthesis of case studies from grazing systems in Uruguay. *Meat Science*, v. 98, n. 3, p. 346-354.
- PRADO, A.; MAS, K.; PARDO, G.; GALLEJONES, P. (2013) Modelling the interactions between C and N farm balances and GHG emissions from confinement dairy farms in northern Spain. *Science of the Total Environment*, v. 465, p. 156-165.
- REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT, W.P.; SUH, S.; WEIDEMA, B.P.; PENNINGTON, D.W. (2004) Life cycle assessment part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, v. 30, n. 5, p. 701-720.
- ROER, A.; JOHANSEN, A.; BAKKEN, A.K.; DAUGSTAD, K.; FYSTRO, G.; STRØMMAN, A.H. (2013) Environmental impacts of combined milk and meat production in Norway according to a life cycle assessment with expanded system boundaries. *Livestock Science*, v. 155, n. 2-3, p. 384-396.
- ROTZ, C.A.; MONTES, F.; CHIANESE, D.S. (2010) The carbon footprint of dairy production systems through partial life cycle assessment. *Journal of Dairy Science*, v. 93, n. 3, p. 1266-1282.
- RUVIARO, C.F.; GIANEZINI, M.; BRANDÃO, F.S.; WINCK, C.A.; DEWES, H. (2012) Life cycle assessment in Brazilian agriculture facing worldwide trends. *Journal of Cleaner Production*, v. 28, p. 9-24.
- RUVIARO, C.F.; DE LÉIS, C.M.; LAMPERT, V.N.; BARCELLOS, J.O.J.; DEWES, H. (2015) Carbon footprint in different beef production systems on a southern Brazilian farm: a case study. *Journal of Cleaner Production*, v. 96, p. 435-443.
- SCHADER, C.; JUD, K.; MEIER, M.S.; KUHN, T.; OEHEN, B.; GATTINGER, A. (2014) Quantification of the effectiveness of greenhouse gas mitigation measures in Swiss organic milk production using a life cycle assessment approach. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 227-235.
- SJAUNJA, L.O.; BAEVRE, L.; JUNKKARINEN, L.; PEDERSEN, J.; SETALA, J. (1990) A Nordic proposal for an Energy Corrected Milk (ECM) formula. In: Proceedings of the 27th Biennial Session of the International Committee for Animal Recording (ICAR), *Anais*.. 1990. Paris, France.: EAAP Publication.
- THOMA, G.; POPP, J.; SHONNARD, D.; NUTTER, D.; MATLOCK, M.; ULRICH, R.; KELLOGG, W.; KIM, D.S.; NEIDERMAN, Z.; KEMPER, N.; ADOM, F.; EAST, C. (2013a) Regional analysis of greenhouse gas emissions from USA dairy farms: A cradle to farm-gate assessment of the American dairy industry circa 2008. *International Dairy Journal*, v. 31, n. 1, p. S29-S40.
- THOMA, G.; POPP, J.; NUTTER, D.; SHONNARD, D.; ULRICH, R.; MATLOCK, M.; KIM, D.S.; NEIDERMAN, Z.; KEMPER, N.; EAST, C.; ADOM, F. (2013b) Greenhouse gas emissions from milk production and consumption in the United States: A cradle-to-grave life cycle assessment circa 2008. *International Dairy Journal*, v. 31, n.1, p. S3-S14.
- THOMA, G.; JOLLIET, O.; WANG, Y. (2013) A biophysical approach to allocation of life cycle environmental burdens for fluid milk supply chain analysis. *International Dairy Journal*, v. 31, n. 1, p. S41-S49.
- THOMASSEN, M.A.; VAN CALKER, K.J.; SMITS, M.C.J.; IEPEMA, G.L.; DE BOER, I.J.M. (2008a) Life cycle assessment of conventional and organic milk production in the Netherlands. *Agricultural Systems*, v. 96, n. 1-3, p. 95-107.
- THOMASSEN, M.A.; DALGAARD, R.; HEIJUNGS, R.; DE BOER, I. (2008b) Attributional and consequential LCA of milk production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 13, n. 4, p. 339-349.
- 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. *Ecological Economics*, v. 68, n. 8-9, p. 2278-2284.
- UPTON, J.; HUMPHREYS, J.; KOERKAMP, P.W.G.G.; FRENCH, P.; DILLON, P.; DE BOER, I.J.M. (2013) Energy demand on dairy farms in Ireland. *Journal of Dairy Science*, v. 96, n. 10, p. 6489-6498.
- VAN DER WERF, H.M.G.; KANYARUSHOKI, C.; CORSON, M.S. (2009) An operational method for the evaluation of resource use and environmental impacts of dairy farms by life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, v. 90, n. 11, p. 3643-52.
- VAN MIDDELAAR, C.E.; BERENTSEN, P.B.M.; DOLMAN, M.A.; DE BOER, I.J.M. (2011) Eco-efficiency in the production chain of Dutch semi-hard cheese. *Livestock Science*, v. 139, n. 1-2, p. 91-99.
- VAN MIDDELAAR, C.E.; BERENTSEN, P.B.M.; DIJKSTRA, J.; DE BOER, I.J.M. (2013) Evaluation of a feeding strategy to reduce greenhouse gas emissions from dairy farming: The level of analysis matters. *Agricultural Systems*, v. 121, p. 9-22.
- VERGÉ, X.P.C.; MAXIME, D.; DYER, R.L.; DESJARDINS, R.L.; ARCAND, Y.; VANDERZAAG, A. (2013) Carbon footprint of Canadian dairy products: calculations and issues. *Journal of Dairy Science*, v. 96, n. 9, p. 6091-6104.

WEILER, V.; UDO, H.M.J.; VIETS, T.; CRANE, T.A.; DE BOER, I.J.M. (2014) Handling multi-functionality of livestock in a life cycle assessment: the case of smallholder dairying in Kenya. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, v. 8, p. 29-38.

WILLIAMS, S.R.O.; FISHER, P.D.; BERRISFORD, T.; MOATE, P.J.; REYNARD, K. (2014) Reducing methane on-farm by feeding diets high in fat may not always reduce life cycle greenhouse gas emissions. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 19, n. 1, p. 69-78.

YAN, M.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N.M. (2011) An evaluation of life cycle assessment of European milk production. *Journal of environmental management*, v. 92, n. 3, p. 372-379.

YAN, M.; HUMPHREYS, J.; HOLDEN, N.M. (2013) The carbon footprint of pasture-based milk production: can white clover make a difference? *Journal of Dairy Science*, v. 96, n. 2, p. 857-865.

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

ZEHETMEIER, M.; GANDORFER, M.; HOFFMANN, H.; MÜLLER, U.K.; DE BOER, I.J.M.; HEIßENHUBER, A. (2014) The impact of uncertainties on predicted greenhouse gas emissions of dairy cow production systems. *Journal of Cleaner Production*, v. 73, p. 116-124.