

**Impactes ambientais da cadeia produtiva de carne
bovina do nordeste de Portugal usando uma abordagem
de avaliação do ciclo de vida**

Pedro Henrique Presumido

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança
para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental*

Orientado por

**Professor Doutor Manuel Joaquim Sabença Feliciano
Professor Doutor Artur de Jesus Gonçalves
Professora Doutora Tatiane Cristina Dal Bosco**

Bragança

2017

**Impactes ambientais da cadeia produtiva de carne
bovina do nordeste de Portugal usando uma abordagem
de avaliação do ciclo de vida**

Pedro Henrique Presumido

Orientado por

**Professor Doutor Manuel Joaquim Sabeça Feliciano
Professor Doutor Artur de Jesus Gonçalves
Professora Doutora Tatiane Cristina Dal Bosco**

Bragança

2017

Agradecimentos

Primeiramente agradeço a Deus, por todas as graças concebidas e por toda a força para conseguir seguir o meu caminho da melhor forma possível.

Aos meus pais, Ana e Márcio, pelo amor, amizade, conversas e por todo o apoio que me deram durante a minha caminhada. Sem vocês, eu não seria a pessoa que sou hoje e tudo que eu faço é por vocês. Obrigado por todos os ensinamentos! Ao meu irmão, Ju, que apesar da distância, sempre vou levá-lo no meu coração. À minha querida avó Iracema, por sempre cuidar de mim, serei grato pelo carinho e amor. À minha terceira mãe, Ivanete, pelo carinho e amor. Aos meus tios, tias e primos, em especial, tio Gustavo, tia Luciana, tio Fábio, prima Natália e primo Danilo. Família, um amor eterno!

A minha noiva, Larissa, pelo companheirismo, amor, paciência e risadas. A caminhada durante a graduação e em Portugal foi mais fácil ao seu lado.

Às amigas que construí no Brasil e em Portugal, em especial, Catarina e Obete, saibam que terão sempre um lugar no Brasil para vocês.

Agradeço ao Professor Doutor Manuel Feliciano, pela paciência, ensinamentos, apoio científico e orientação durante o desenvolvimento da dissertação. Meus agradecimentos também ao Professor Doutor Artur Gonçalves pelo coorientação.

Quero agradecer imensamente à professora Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco por toda orientação, conselhos, amizade, oportunidades, apoio e tempo dedicado a mim. Sou grato pelo crescimento profissional e pessoal.

Aos professores do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR - LD) e aos professores do Instituto Politécnico de Bragança (IPB) por todos os ensinamentos dedicados ao longo desses anos.

A todos, o meu muito obrigado!

Resumo

A indústria de produção de carne apresenta elevado consumo de água e energia e grande geração de resíduos orgânicos e emissões líquidas e gasosas para o ambiente. A avaliação do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia frequentemente usada para quantificar o uso de recursos, das emissões, e dos impactos ambientais associados ao setor. Neste estudo, recorreu-se à ACV (ISO 14040) para comparar um sistema semi-intensivo (SSI) e um sistema extensivo biológico (SEB), combinados com diferentes matadouros, com caldeira a gás natural (Mgn) e com caldeira a pellets (Mgp) localizados no nordeste de Portugal. A análise de inventário e a avaliação de impacto foi efetuada com o programa GaBi 6.0. Foram consideradas as etapas da produção de alimentos, da produção e do abate de animais e, ainda, as etapas a montante e a jusante, como a produção de energia, a produção de fertilizantes e a incineração dos resíduos cárnicos gerados (abordagem do berço ao portão). As categorias de impactos analisados foram: potencial de aquecimento global (PAG), potencial de acidificação (PA), potencial de eutrofização (PE) e potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO). Os resultados obtidos foram expressos em kg de carcaça de bovino à saída do matadouro. Os valores obtidos de SSI foram: PAG com 22,3 kg CO₂-eq kg⁻¹, PA com 168,0 g SO₂-eq kg⁻¹, PE com 154,0 g PO₄-eq kg⁻¹ e PFCO com 27,4 g C₂H₄-eq kg⁻¹. Os resultados normalizados das categorias de impacto apresentaram, respetivamente, 11%, 26%, 22% e 41%. Por outro lado, o SEB apresentou os valores da categoria de impacto de: PAG com 16,3 kg CO₂-eq kg⁻¹, PA com 71,9 g SO₂-eq kg⁻¹, PE com 123,0 g PO₄-eq kg⁻¹ e PFCO com 11,2 g C₂H₄-eq kg⁻¹. Os respetivos resultados normalizados contribuíram com 15%, 21%, 33%, e 31%. O matadouro, a produção de fertilizante e o tratamento dos resíduos cárnicos apresentaram pouca significância, quando comparadas com as contribuições da produção animal. Para todas as categorias de impactos, exceto para o PAG e o PFCO, o Mgp apresentou os maiores resultados em comparação com o Mgn. O SEB apresenta impactos ambientais menores do que o SSI, pelo que uma transição para a agricultura orgânica poderia ser uma forma viável de reduzir as emissões para o ambiente. Para o SSI, uma possível alternativa para minimizar os impactos ambientais seria aumentar o ganho de peso dos animais num menor espaço de tempo e melhorar a eficiência de produção animal.

Palavras-chave: ACV, matadouros, sistemas de produção animal, sustentabilidade.

Abstract

The beef industry is characterized by high energy and water consumptions and the generation of large amounts of organic waste streams and the release of liquid and gaseous emissions into the environment. The method used to quantify the use of resources, emissions and other negative environmental impacts of this sector is the life cycle assessment (LCA). The objective of this study was to compare a semi-intensive system (SIS) and an extensive organic system (EOS), combined with different slaughterhouses, with natural gas boiler (Mng) and pellets boiler (Mgp) located in northeastern of Portugal. The methodology followed a LCA approach (ISO 14040), using GaBi 6.0 software for performing the life cycle inventory analysis and life cycle impact assessment. The stages of food production, production and slaughter of animals, as well upstream and downstream stages such as energy and fertilizer production and the incineration of meat byproducts were included within the system boundary (Cradle to Gate Approach). The categories of environmental impacts analyzed were: global warming potential (GWP), acidification potential (AP), eutrophication potential (EP) and photochemical ozone creation potential (POCP). The results were expressed kg of beef carcass leaving the slaughterhouse. The values obtained from SIS were: GWP with 22.3 kg CO₂-eq kg⁻¹, AP with 168.0 g SO₂-eq kg⁻¹, EP with 154.0 g PO₄-eq kg⁻¹ and POCP with 27.4 g C₂H₄-eq kg⁻¹. The normalized results of the categories of environmental impact presented, respectively, 11%, 26%, 22% and 41%. On the other hand, EOS presented the values of the impact category of: GWP with 16.3 kg CO₂-eq kg⁻¹, AP with 71.9 g SO₂-eq kg⁻¹, EP with 123.0 g PO₄-eq kg⁻¹ and POCP with 11.2 g C₂H₄-eq kg⁻¹. The respective normalized data contributed with 15%, 21%, 33% and 31%. The slaughterhouse, fertilizer production and treatment of solid waste presented little significance when compared to the contributions of animal production. For all impact categories except for GWP and POCP, the Mgp presented the worse results than the Mng, the main contributions were mainly the use of energy (electric and thermal) and transportation. The SEB has lower environmental impacts than SSI, indicating that a transition to organic farming could be a viable way to reduce emissions to the environment. For SSI, a possible alternative to minimize environmental impacts may be achieved by increasing animal weight gain in a shorter time and improve animal production efficiency.

Keywords: LCA, slaughterhouses, animal production systems, sustainability.

Índice de Figuras

Figura 1 - Países membros da UE que mais contribuem com a produção de carne bovina.	6
Figura 2 - Cadeia de valor para a produção de carne bovina.	7
Figura 3 - Fluxograma de uma propriedade com o sistema de cria, recria e engorda de bovinos de corte.....	9
Figura 4 - Fluxograma para abate de bovino.....	12
Figura 5 - Principais entradas e saídas de um sistema de produção de carne, que inclui a alimentação animal, produção animal e matadouro.	16
Figura 6 - Estágios de um ciclo de vida de um produto com as principais entradas e saídas.	19
Figura 7 - Fases de uma avaliação do ciclo de vida.	22
Figura 8 - Entradas e saídas de uma unidade de sistema com os seus subprodutos.....	23
Figura 9 - Procedimentos simplificados para análise do inventário.....	26
Figura 10 - Correlação entre as categorias de impactes midpoint e as áreas de proteção endpoint.	28
Figura 11 - Descrição da fronteira do sistema para ACV da produção de carne bovina.	34
Figura 12 - Principais fluxos de entrada e saída do processo de produção de alimentos para bovinos.....	36
Figura 13 - Principais fluxos de entrada e saída do processo de produção de animal em bovinos.	38
Figura 14 - Principais fluxos de entradas e saídas do processo de abate do estudo.	41
Figura 15 - Principais fluxos de entrada e saída nos processos de transporte.	44
Figura 16 - Emissões de GEE para os sistemas SSI e SEB de produção animal, expressos em kg CO ₂ -eq kg ⁻¹ de unidade funcional.	53
Figura 17 - Contribuição percentual para a emissão dos GEE dos principais processos envolvidos na produção animal dos sistemas semi-intensivo (SSI) e biológica (SEB).	55
Figura 18 - Emissões de GEE decorrentes dos processos associados aos matadouros com caldeira a gás natural (Mgn) e com caldeira a pellets (Mgp/Mgp (C neutro)).	58
Figura 19 - Contribuição percentual de cada uma das fontes associadas aos matadouros (Mgn e Mgp/Mgp(C neutro)) para as emissões de GEE.	59

Figura 20 - Potencial de acidificação expresso em g SO ₂ -eq kg ⁻¹ para os matadouros Mgn e Mgp, incluindo a contribuição de cada poluente.....	62
Figura 21 - Contribuição, em percentagem, dos principais processos envolvidos no abate de animais para o PA.....	64
Figura 22 - Principais contribuintes para o potencial de eutrofização na produção de carne bovina do SSI e SEB.....	67
Figura 23 - Potencial de eutrofização, expressos em g PO ₄ -eq kg ⁻¹ , associados aos matadouros Mgn e Mgp.....	68
Figura 24 - Principais contribuições, em percentagem, para o PE estimadas para os matadouros Mgn e Mgp.....	69
Figura 25 - Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico, expresso em g C ₂ H ₄ -eq kg ⁻¹ , para os matadouros Mgn e Mgp.....	72
Figura 26 - Principais contribuições dos processos envolvidos, em percentagem, para o PFCO estimados para os matadouros Mgn e Mgp.	73
Figura 27 - Distribuição, em percentagem, dos resultados normalizados para a União Europeia das quatro categorias de impacte seleccionados para os sistemas SSI e SEB. .	75
Figura 28 - Medidas para aumentar a produtividade dos sistemas de produção animal e, conseqüentemente, minimizar os impactes ambientais da fileira de carne bovina.	79

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Produção mundial e dos maiores produtores de carne bovina.	5
Tabela 2 - Trabalhos sobre ACV na produção de carne bovina, com as suas respetivas unidades funcionais, fronteiras do sistema e categorias de impactes.	24
Tabela 3 - Categorias de impacte selecionados com unidades relacionadas, elementos que contribuem e fatores de caracterização para o modelo de CML 2001 (continua)...	28
Tabela 4 - Dados de inventário do processo de produção de alimentos dos bovinos (continua).	36
Tabela 5 - Principais características do sistema de produção semi-intensiva (SSI) e do sistema de produção extensiva biológica (SEB) estudados.	39
Tabela 6 - Dados de inventário do processo de produção animal (continua).	40
Tabela 7 - Principais características dos matadouros analisados, matadouro com caldeiras a gás natural (Mgn) e matadouro com caldeiras a pellets (Mgp).	42
Tabela 8 - Dados de inventário do processo de produção de carne no matadouro.	43
Tabela 9 - Potencial de aquecimento global (PAG) em kg CO ₂ -eq kg ⁻¹	46
Tabela 10 - Valores médios de potencial de acidificação (PA) para as principais substâncias.	47
Tabela 11 - Fatores de potencial de eutrofização (PE) genéricos para a caracterização eutrofização emitidos para o ar, a água e o solo.	48
Tabela 12 - Principais substâncias e seus respetivos fatores de PFCO, expressos em kg C ₂ H ₄ -eq kg ⁻¹	49
Tabela 13 - Fatores de normalização dos resultados de AICV do CML 2001 para regionalização da União Europeia.	50
Tabela 14 - Potencial de acidificação expresso em g SO ₂ -eq kg ⁻¹ para os sistemas SSI e SEB e contribuição individualizada de cada poluente.	60
Tabela 15 - Principais contribuições, em percentagem, para o PA dos sistemas de produção animal em estudo (SSI e SEB).	62
Tabela 16 - Potencial de eutrofização expresso em g PO ₄ -eq kg ⁻¹ de unidade funcional, para a produção animal do SSI e SEB.	65
Tabela 17 - Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO), em g C ₂ H ₄ -eq kg ⁻¹ , com os principais poluentes para o SSI e SEB.	70
Tabela 18 - Principais contribuintes para o PFCO na produção de carne bovina do SSI e SEB.	71

Tabela 19 - Resultados normalizados, em região equivalente, para os sistemas SSI e SEB com os matadouros Mgn e Mgp.	74
Tabela 20 - Medidas mitigadoras e prazos de ação para minimização dos impactes ambientais da fileira de carne bovina.	80

Índice de abreviaturas e siglas

ACV	Avaliação do ciclo de vida
AICV	Avaliação de impacte do ciclo de vida
C ₂ H ₄ -eq	Etileno equivalente
CBO	Carência Bioquímica de Oxigénio
CH ₄	Metano
CO	Monóxido de carbono
CO ₂	Dióxido de carbono
CO ₂ -eq	Dióxido de carbono equivalente
COVs	Compostos orgânicos voláteis
CQO	Carência Química de Oxigénio
EUA	Estados Unidos da América
FAO	<i>Food and Agriculture Organization of the United Nations</i>
FE	Fator de emissão
GEE	Gases de efeito estufa
GPP	Gabinete de Planeamento e Políticas
HCl	Ácido clorídrico
HF	Ácido fluorídrico
ICV	Análise de inventário de ciclo de vida
INE	Instituto Nacional de Estatística
IRCV	Interpretação dos resultados do ciclo de vida
IRCV	Interpretação dos resultados e oportunidades de melhorias
Mgn	Matadouro com caldeira a gás natural
Mgp	Matadouro com caldeira a pellets
N	Azoto
N ₂ O	Óxido nitroso
NH ₃	Amónia
NO ₃ -eq	Nitrato equivalente
NO _x	Óxido de azoto
P	Fósforo
PA	Potencial de acidificação
PAG	Potencial de aquecimento global

PE	Potencial de eutrofização
PFCO	Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico
PO ₄ ⁻³ -eq	Fosfato equivalente
SEB	Sistema extensivo biológico
SO ₂	Dióxido de enxofre
SO ₂ -eq	Dióxido de enxofre equivalente
SSI	Sistema semi-intensivo
UE	União Europeia
UF	Unidade funcional
USDA	<i>United States Department of Agriculture</i>
UV	Luz ultravioleta

Índice

1	Introdução	1
1.1	Enquadramento	1
1.2	Objetivos	2
1.3	Organização e estrutura do trabalho	3
2	Cadeia produtiva de carne bovina	5
2.1	Produção de carne bovina no Mundo, Europa e Portugal.....	5
2.2	Etapas do ciclo de vida da produção de carne bovina	7
2.2.1	A produção de bovinos.....	8
2.2.1.1	As fases da produção	8
2.2.1.2	Sistemas de produção	10
2.2.2	Descrição do processo da indústria de abate	11
2.2.3	Transporte.....	14
2.2.4	Distribuição e comercialização	14
2.3	Aspetos ambientais da produção de carne bovina	15
3	Avaliação de ciclo de vida	19
3.1	Definição, vantagens e limitações.....	19
3.2	Fases da avaliação do ciclo de vida	21
3.2.1	Definição do objetivo e do âmbito do estudo.....	22
3.2.1.1	Unidade funcional e fronteiras do sistema	23
3.2.2	Análise de inventário de ciclo de vida (ICV).....	25
3.2.3	Avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV)	26
3.2.3.1	Normalização dos resultados da avaliação de impactes ambientais.....	30
3.2.4	Interpretação dos resultados da ACV (IRCV).....	31
4	Material e métodos	33
4.1	Software de avaliação de ciclo de vida	33
4.2	Fronteiras do sistema, alocação e unidade funcional.....	34
4.3	Análise de inventário de ciclo de vida (ICV)	35
4.3.1	Produção de alimentos para os bovinos	35
4.3.2	Produção animal.....	38
4.3.3	Abate de animais	41
4.3.4	Produção de energia elétrica	43
4.3.5	Transportes	44
4.4	Avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV).....	45
4.4.1	Potencial de aquecimento global.....	45
4.4.2	Potencial de acidificação	46
4.4.3	Potencial de eutrofização	47

4.4.4	Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico	48
4.4.5	Normalização dos resultados da AICV	49
4.5	Interpretação dos resultados e oportunidades de melhorias (IRCV)	50
5	Resultados e discussão.....	53
5.1	Potencial de aquecimento global	53
5.1.1	Produção animal	53
5.1.2	Abate de animais	57
5.2	Potencial de acidificação	60
5.2.1	Produção animal	60
5.2.2	Abate de animais	62
5.3	Potencial de eutrofização	65
5.3.1	Produção animal	65
5.3.2	Abate de animais	67
5.4	Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico.....	70
5.4.1	Produção animal	70
5.4.2	Abate de animais	72
5.5	Normalização dos resultados de impacte ambiental	73
6	Propostas de minimização dos impactes ambientais.....	77
6.1	Produção animal	77
6.2	Abate de animais.....	80
7	Conclusão	83
8	Referências	85
9	Anexos.....	101

1 Introdução

1.1 Enquadramento

A indústria de produção de carne continua a crescer, consumindo elevadas quantidades de energia e água e gerando grandes quantidades de fluxos de resíduos orgânicos e emissões líquidas e gasosas para o ambiente. Assim, este setor vem enfrentando pressões económicas e ambientais significativas para minimizar os impactes gerados. A relação entre o crescimento económico e a poluição ambiental tornou-se um objetivo de investigação científica na última década (Santagata *et al.*, 2017).

A produção mundial de carne bovina, segundo a USDA (2016), é aproximadamente de 60 milhões de toneladas em peso de carcaça produzida por ano. Os maiores produtores de carne são os Estados Unidos, com 19,0% da produção mundial, seguido pelo Brasil, com 15,3%, e a União Europeia (UE), com 13,0%.

Mais especificamente na UE, a produção de carne bovina pertence aos produtos abrangidos pela organização comum dos mercados dos produtos agrícolas, que fornece instrumentos de mercado para estabilizar o setor, quando necessário. A UE tem um efetivo bovino de cerca de 87 milhões de cabeças e uma produção total anual de cerca de 7,6 milhões de toneladas de carne e uma autossuficiência de quase 100%. França, Alemanha, Itália e Reino Unido são os principais Estados-Membros produtores. Estes quatro países representam mais de 50% da produção total da UE (European Commission, 2016).

Em Portugal são abatidas cerca de 88.645 toneladas de bovino por ano, esse valor representa 70% das necessidades do mercado interno. Para suprir esta necessidade interna, as carnes são importadas de outros países. O consumo nacional anual de carne é aproximadamente de 111,2 kg por pessoa, dos quais cerca de 17,9 kg são de carne bovina (INE, 2015). O mercado de produção bovina em Portugal é considerado pequeno em relação a outros Estados-Membros da UE e apresenta um baixo nível de organização, principalmente entre os criadores, matadouros e a indústria de processamento e produção de carne (European Commission, 2014). Além disso, a produção é realizada em duas fases: explorações de produção de vitelos, constituídas por vacas reprodutoras (aleitantes ou leiteiras) e vitelos em desmame; e explorações de

recria e engorda, constituídas por novilhos e novilhas não reprodutores, destinados à recria e acabamento até ao envio para abate (GPP, 2007).

Existem grandes variações na estrutura agrícola e na utilização dos recursos dos diferentes sistemas de produção de carne bovina e, conseqüentemente, também na carga ambiental dos sistemas. A produção animal, mais comum, assenta na utilização de dois modelos, denominados de intensivos e extensivos. Esses podem variar conforme o nível de tecnologia utilizada. Além destes dois modos de produção, existe o sistema produtivo biológico, no qual as práticas adotadas procuram privilegiar as condições que contribuem para a preservação do ambiente com impactes positivos nos ecossistemas agrícolas (Reganold e Wachter, 2016)

Diante da complexidade do setor de produção de carne e da sua procura por recursos, torna-se importante aferir as suas interações com o ambiente, tais como as interferências provocadas nos ecossistemas e na propagação dos impactes ambientais.

Assim, para quantificar a utilização de recursos, emissões e outros impactes ambientais negativos deste setor e para destacar conflitos em relação a melhorias é procurada uma abordagem analítica holística. Neste contexto, a avaliação do ciclo de vida (ACV) é um importante conjunto de ferramentas para quantificar, avaliar, comparar e melhorar produtos e serviços em termos dos seus potenciais impactes ambientais (Kovacic *et al.*, 2016). A metodologia é padronizada para uma gestão ambiental mundial através dos documentos da ISO 14040:2008 e 14044:2006. Esses documentos confirmam a importância e o papel da ACV como ferramenta de suporte à tomada de decisão.

A ACV é, contudo, uma das metodologias com potencial e viabilidade de aplicação que estabelece uma visão genérica das conseqüências ambientais da produção de carne ao longo de todo o seu ciclo de vida. Neste contexto, todas as etapas relacionadas com a existência do produto são estudadas, desde a obtenção das matérias-primas necessárias, passando pelas várias etapas da produção do produto, até à sua disposição final (Beauchemin e Mcgeough, 2013).

1.2 Objetivos

Essa dissertação tem por objetivo central avaliar o desempenho ambiental de um sistema de produção de carne bovina localizado no nordeste de Portugal, com recurso a metodologias de avaliação de ciclo de vida. Comparar diferentes tipos de produção

animal (sistema semi-intensivo e sistema extensivo biológico) e diferentes matadouros (com caldeira a gás natural e com caldeira a pellets). Além de se identificar e avaliar os principais impactes ambientais, apresentaram-se estratégias para a redução dos mesmos.

1.3 Organização e estrutura do trabalho

A estrutura da dissertação está organizada por capítulos. O primeiro capítulo descreve a introdução do trabalho, que procura apresentar uma visão geral do estudo e dos seus objetivos. No segundo e terceiro capítulos apresentam-se os principais conceitos e definições para a realização e desenvolvimento do trabalho, como as questões ligadas à produção de carne e seus principais problemas ambientais, descrição sobre a ferramenta de ACV e sua aplicabilidade no setor de produção de carnes. No quarto capítulo é apresentada a metodologia de estudo utilizada no desenvolvimento desta dissertação. No quinto capítulo são expostos os resultados e a discussão sobre os mesmos. No sexto capítulo são apresentadas as propostas de minimização dos impactes ambientais causados pela cadeia produtiva de carne bovina. Por fim, no sétimo capítulo, apresenta-se as principais conclusões obtidas com o trabalho.

2 Cadeia produtiva de carne bovina

2.1 Produção de carne bovina no Mundo, Europa e Portugal

A produção de carne é um dos subsetores económicos mais importantes do setor agroalimentar. A produção de carne bovina mundial segue com 60 milhões de toneladas em peso de carcaça produzida por ano. Os maiores produtores deste setor são os Estados Unidos da América, Brasil, União Europeia e China, respetivamente (Tabela 1).

Tabela 1 - Produção mundial e dos maiores produtores de carne bovina.

Produção (1.000 toneladas de peso de carcaça equivalente)					
País	2012	2013	2014	2015	2016 ¹
Mundial	59.713	60.785	61.093	60.022	60.486
Estados Unidos	11.848	11.751	11.075	10.817	11.389
Brasil	9.307	9.675	9.723	9.425	9.284
União Europeia	7.708	7.388	7.443	7.691	7.850
China	6.623	6.730	6.890	6.700	6.900

Nota¹: Valores previstos para o ano citado.

Fonte: USDA (2016).

Essa produção tem-se mantido ao longo dos últimos cinco anos. A produção global de carne bovina está a expandir entre os principais mercados, à medida que a oferta de bovinos vai aumentando (USDA, 2016).

Contudo, segundo a FAO (2016), a produção de carne bovina em 2016 deverá crescer apenas 0,3%. Prevê-se, assim, aumentos substanciais da produção nos Estados Unidos e na União Europeia, uma diminuição considerável para a Austrália e declínios também esperados para o Brasil, Argentina, Rússia e Nova Zelândia.

Na União Europeia (UE) a produção pode aumentar cerca de 2,2%, devido ao aumento do abate de vacas leiteiras em muitos países membros, em resposta aos baixos preços do leite. A UE tem um efetivo bovino de cerca de 87 milhões de cabeças e uma produção total anual de cerca de 7,6 milhões de toneladas de carne (Eurostat, 2017).

Em termos de valor, a produção bovina para a UE representa 8,1% da produção agrícola total e 18,8% da produção animal (Marquer *et al.*, 2015). Dentro dos países membros da UE, os países que mais se destacam com a produção de carne bovina são a

França, a Alemanha, o Reino Unido e a Itália (Figura 1), representando mais da metade da produção de carne bovina (55,9%) da UE (Eurostat, 2016).

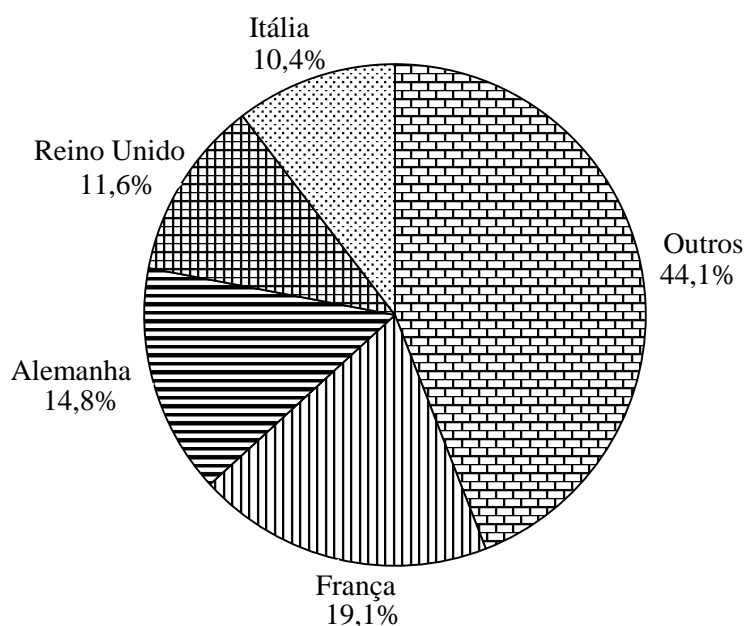


Figura 1 - Países membros da UE que mais contribuem com a produção de carne bovina.
Fonte: Eurostat (2016).

A produção de carne bovina em Portugal está na 16ª posição entre os países que mais produzem da UE. Os últimos estudos mostram que a produção de 2014 não ultrapassou as 89 mil toneladas de carne, o que reflete um decréscimo relativamente aos anos anteriores (INE, 2015).

Essa redução pode ser explicada por dois principais motivos. Primeiro, no início do ano de 2014 foi registado uma maior saída de vitelos para Espanha, destinados à engorda, animais que geralmente seriam abatidos ou engordados em Portugal (INE, 2015); segundo, a perda do poder de compra dos portugueses nesse ano, resultou na diminuição do consumo da carne bovina (Catita, 2014).

Em Portugal, segundo o INE (2015), cada residente consumiu, em média, 111,2 kg de carne em 2015. A carne suína é a líder no consumo dos portugueses com 43,9 kg hab⁻¹, seguido pelas aves com consumo de 37,5 kg hab⁻¹ e da carne bovina com 17,9 kg hab⁻¹. Além disso, Portugal produziu apenas 70% da quantidade total de carne necessária para satisfazer o consumo interno.

2.2 Etapas do ciclo de vida da produção de carne bovina

A estrutura básica da indústria que envolve a carne bovina é representada na cadeia de valor mostrada na Figura 2. Podem destacar-se três fases da cadeia produtiva de carne bovina: (i) a produção animal; (ii) o abate e transformação da carne; e (iii) a comercialização.

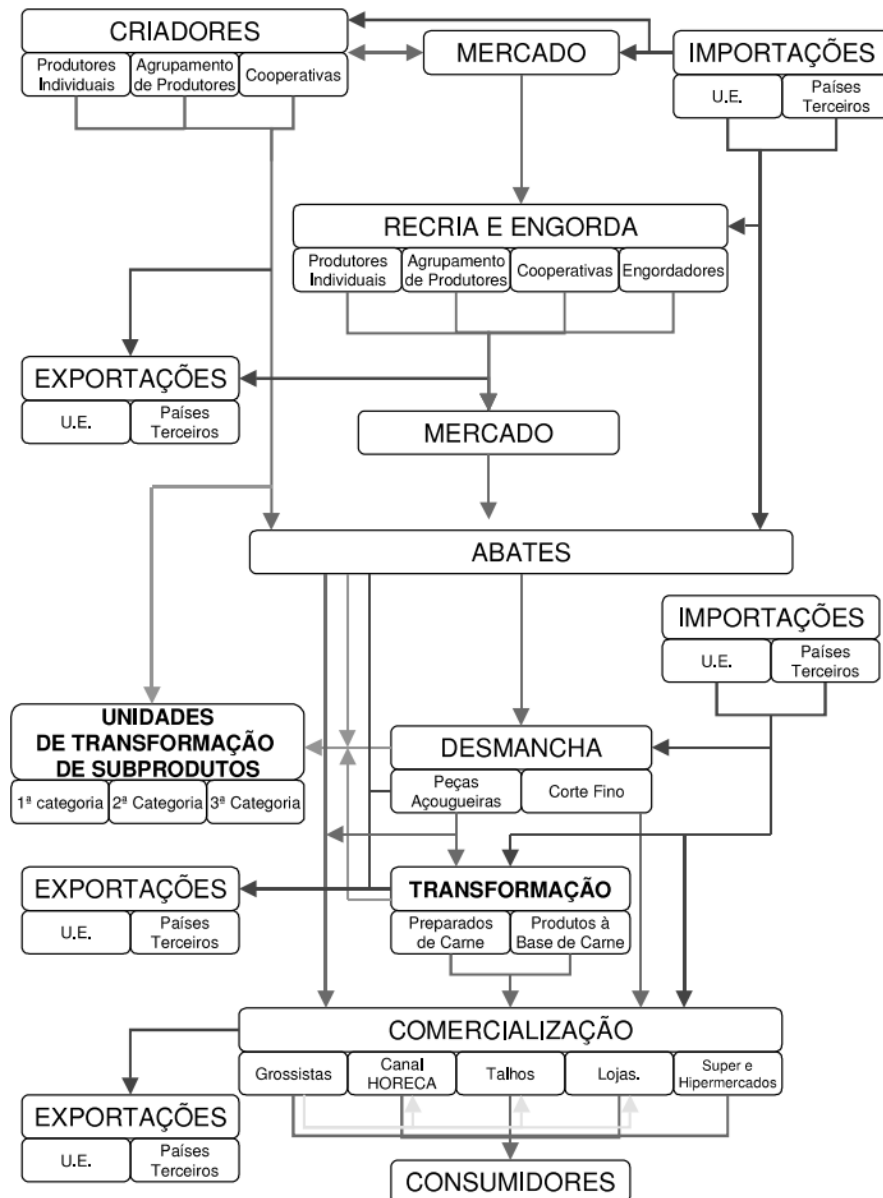


Figura 2 - Cadeia de valor para a produção de carne bovina.
Fonte: GPP (2007).

A produção animal dentro da cadeia de valor de carne bovina é importante, devido à interação entre os criadores e as suas fases de produção (recria e engorda). Esta

etapa refere-se aos principais produtos e serviços que os produtores precisam para criar os bovinos, incluindo a alimentação, serviços veterinários e os animais (genética) (CGGC, 2009). Os criadores podem ser enquadrados em produtores individuais, agrupamento de produtores e cooperativas.

Quando o animal atinge o peso e a idade ideais é abatido e passa por um processamento específico, podendo alguns servir para a produção de produtos de carne transformados. Muitas dessas operações envolvem também processos adicionais relacionados com a fabricação de produtos de carne mais elaborados, por exemplo, as carnes para as refeições congeladas.

Por fim, a comercialização é feita através de grossistas ou de vendas diretas para os retalhistas, onde estão os supermercados, os restaurantes e operadores de serviços de alimentação que vendem o alimento para o consumidor final. O mercado está incluso em toda a cadeia de valor de carne bovina, fazendo a interação entre as várias etapas e influenciando as importações e as exportações.

2.2.1 A produção de bovinos

2.2.1.1 As fases da produção

O sistema de produção animal é complexo. Há uma integração e correlação de vários fatores de natureza biológica, económica, climática, cultural e social, que influenciam as diferentes componentes do sistema como: o pasto, o animal e o tipo de manejo; as entradas e saídas que estão ligadas aos insumos e aos produtos de cada unidade; o tipo de interações que determina a estrutura do sistema produtivo; e os limites dos sistemas que demonstra até onde o seu sistema é capaz de produzir um produto com qualidade para consumo (Velarde, 1981; Santagata *et al.*, 2017).

Os sistemas de produção de bovinos de corte podem ser classificados de acordo com as fases do ciclo produtivo que são (Bungenstab, 2012):

- Cria: é composta por explorações que possuem todas as categorias de animais no ciclo de produção. É a fase com investimentos para aplicar tecnologias que garantam o desmame de um bezerro pesado e num curto período de tempo;
- Recria: constituída por explorações que têm matrizes e vendem ou transferem os bezerros no desmame ou logo após o mesmo (6 a 8 meses de idade);

- Engorda: integram as unidades de produção que recriam e engordam ou apenas engordam animais comprados ou transferidos de outra unidade de produção.

Quando uma unidade produtiva possui essas três fases (Figura 3) é considerado uma exploração de ciclo completo, pois abrange todas as categorias do ciclo de produção.

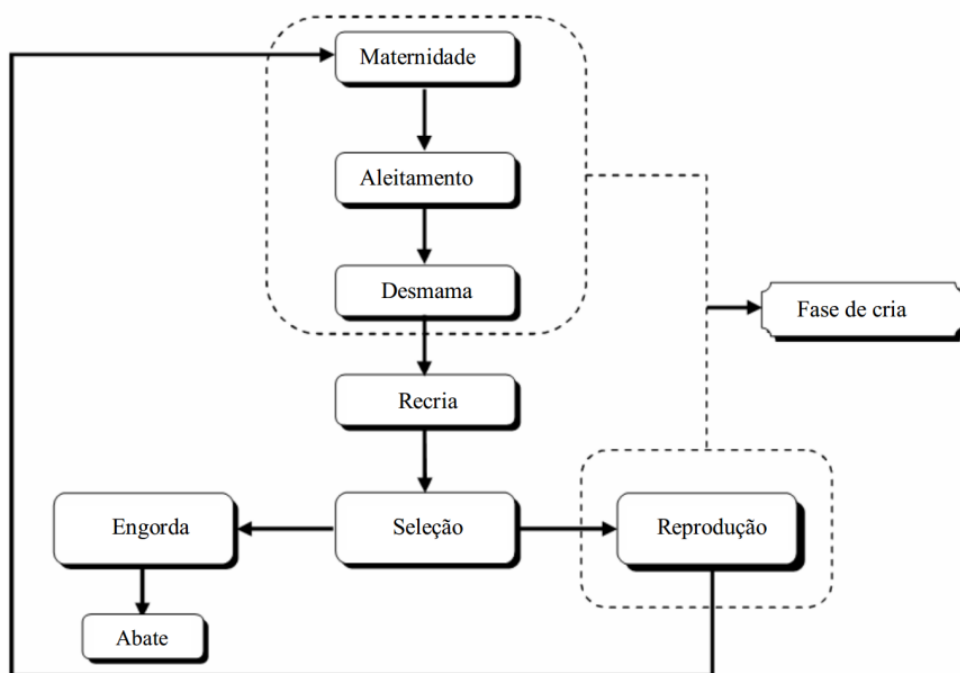


Figura 3 - Fluxograma de uma propriedade com o sistema de cria, recria e engorda de bovinos de corte.

Fonte: Oliveira *et al.* (2006).

Segundo GPP (2007), a estrutura produtiva do setor de bovinos em Portugal envolve duas práticas principais. A primeira leva em consideração a exploração de vacas aleitantes e a outra a exploração de vacas leiteiras. As explorações de vacas aleitantes têm como característica de base a produção de carne, na qual são abatidos os animais de refugo, as novilhas de substituição e os animais jovens que são os vitelos ou novilhos. Ainda assim, os vitelos nascidos podem seguir para abate ao desmame ou ser recriados e engordados. Já nas explorações de vacas leiteiras, encontram-se as vacas de refugo e os viteleiros, dado que a produção de carne não é o principal objetivo. Os viteleiros podem ser abatidos com 6 meses de idade ou ainda podem ser direcionados à recria e engorda para, por fim, serem encaminhados para o abate.

Quando se leva em consideração a época do desmame e o contexto da exploração, a recria pode ser realizada em pastoreio ou em confinamento, também

conhecido como *feedlot*. O confinamento é o sistema de criação de bovinos no qual os animais são trancados em piquetes ou currais com uma área restrita, onde os alimentos e a água são fornecidos em cochos. Este sistema é comumente utilizado na fase de terminação dos bovinos, bezerros desmamados, novilhos e novilhas em recria e, ainda, os bois magros podem ser também assim alimentados (Cardoso, 1996; Cusack *et al.*, 2007).

Nas regiões de Portugal, as vacas podem permanecer na pastagem durante todo o ano, sendo poucas vezes recolhidas para o estábulo. Até mesmo os partos ocorrem no meio da pastagem, com maior frequência do início do outono até ao início da primavera. Assim, com o desmame dos vitelos, caso a exploração disponha de pastagens para alimentação mínima, é frequente os produtores efetuarem o período de recria em pastoreio. Para os outros casos, a recria e o acabamento ocorrem em confinamento (Arroja, 2014).

2.2.1.2 Sistemas de produção

Existem diferentes formas de produção animal relacionadas com a utilização de recursos e a produtividade. Os principais sistemas produtivos são o sistema intensivo, o sistema extensivo, o sistema biológico e suas interações (Mogensen *et al.*, 2015).

A produção animal, mais comum, utiliza-se de dois modelos denominados de intensivos e extensivos, que podem variar conforme o nível de tecnologia utilizada. Por um lado, os sistemas intensivos de produção procuram melhores animais que utilizam alimentos mais ricos em energia e proteína, mas também são mais caros. No sistema intensivo há um maior investimento na produção do que comparado com o sistema extensivo. Portanto, as atividades vinculadas com o uso de tecnologia (biotecnologia, insumos, fertilizantes, técnicas e máquinas) estão ligadas a práticas intensivas de produção (Rodrigues, 1998). Por outro lado, tem-se a produção extensiva que se caracteriza pela criação de espécies de animais de interesse económico, capazes de aproveitar com eficiência os recursos naturais, sem a implementação de tecnologias avançadas. Em geral, as espécies utilizadas nesses sistemas são adaptadas a fatores ecológicos (Bellido *et al.*, 2001).

Além destes dois modos de produção, tem-se o sistema produtivo biológico (pecuária biológica), no qual são utilizadas práticas para o desenvolvimento da atividade de produção e asseguram-se as condições necessárias para a preservação do ambiente e

com impactos positivos nos ecossistemas agrícolas (Reganold e Wachter, 2016). O conceito de agricultura biológica, que posteriormente foi utilizada para a pecuária biológica, foi legalmente instituído pelo Regulamento CE 2.092/91.

Segundo a Organização dos Alimentos e Agricultura das Nações Unidas (FAO/WHO, 1999), a agricultura biológica é um sistema de produção holístico, que promove e melhora a saúde do ecossistema agrícola, ao fomentar a biodiversidade, os ciclos biológicos e a atividade biológica do solo. Privilegia o uso de boas práticas de gestão da exploração agrícola, em lugar do recurso a fatores de produção externos, tendo em conta que os sistemas de produção devem ser adaptados às condições regionais. Isto é conseguido, sempre que possível, por meio do uso de métodos culturais, biológicos e mecânicos em detrimento da utilização de materiais sintéticos.

Entre 2002 e 2011 houve um aumento do número de efetivos em modo de produção biológico em todos os subsectores da pecuária. O aumento do número de bovinos foi de 26%, de caprinos 21%, de ovinos 10,5%, de aves 23,2% e em menor escala de suínos 0,7% (GPP, 2013).

2.2.2 Descrição do processo da indústria de abate

O sistema de abate dos bovinos pode variar de instalação para instalação, mas de maneira geral, segundo Hui (2012) os principais processos encontrados nos matadouros são os mostrados na Figura 4.

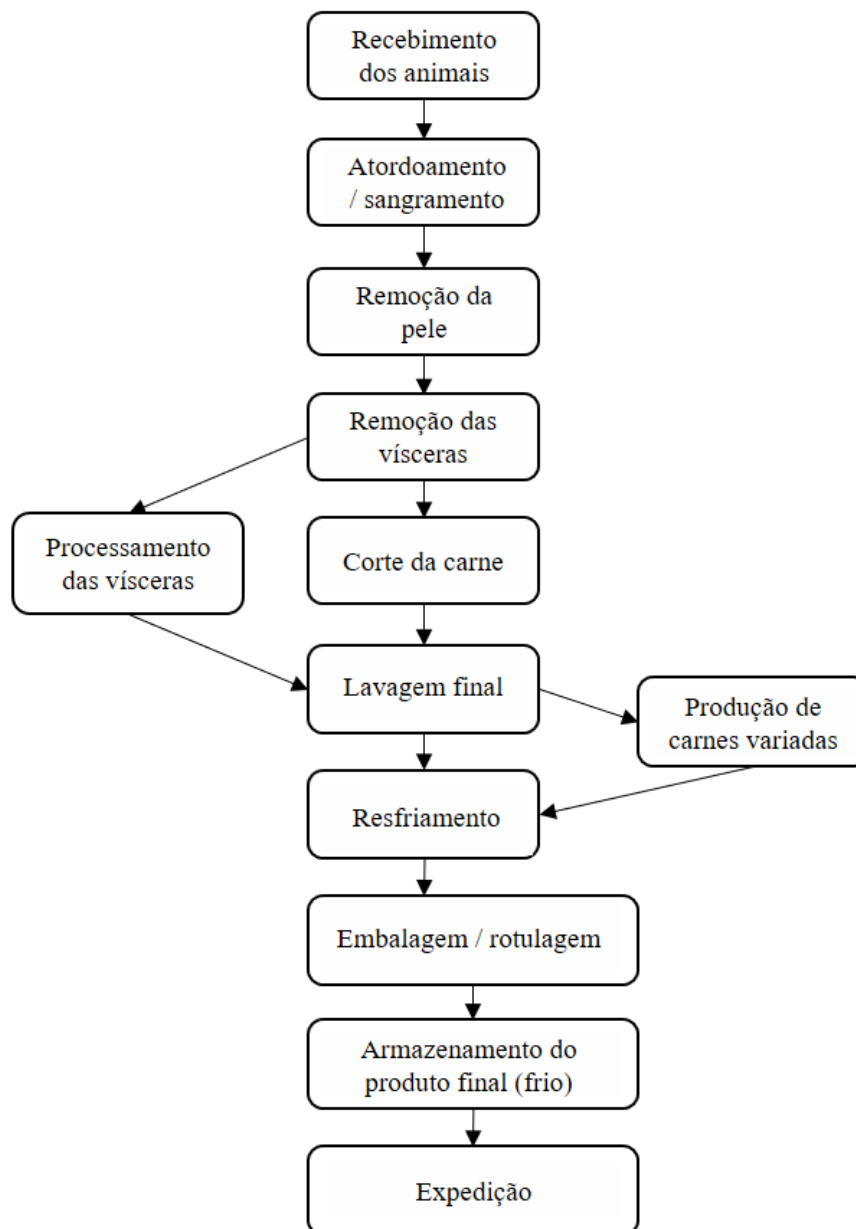


Figura 4 - Fluxograma para abate de bovino.
Fonte: Modificado de USDA, 1999.

Os bovinos são transportados em veículos pesados das áreas de produção para as instalações de abate (matadouros). Antes do abate os animais passam por uma rigorosa inspeção, chamada de inspeção *ante mortem*, que serve para identificar qualquer doença aparente nos bovinos (Luukkanen *et al.*, 2015). Algumas condições de doenças são inaceitáveis porque podem afetar a saúde humana. Outras são inaceitáveis do ponto de vista estético. O atordoamento/sangramento são os primeiros passos no processo de abate. A maioria dos estabelecimentos usa um método mecânico, para tornar cada animal completamente inconsciente e sentir um mínimo de desconforto.

O próximo passo consiste na remoção do couro. Os métodos para a remoção podem ser por equipamento mecânico ou manualmente (em pequenas operações). Após a remoção da cabeça e da pele, muitos estabelecimentos utilizam intervenções antimicrobianas, para evitar possíveis contaminações e manter o ambiente de abate limpo. As intervenções antimicrobianas incluem, principalmente, a lavagem com água quente e/ou a temperatura ambiente, lavagem com ácido orgânico e aspiração com vapor (Lawson *et al.*, 2009). Estas intervenções também podem ser feitas antes ou depois da retirada das vísceras da carcaça para remoção de contaminação.

A retirada das vísceras é feita para separar os órgãos internos da carcaça. Mesmo em instalações de abate altamente mecanizadas, isso ainda é feito manualmente. É importante que a evisceração seja feita adequadamente para não contaminar a carcaça com o conteúdo de órgãos como o estômago ou os intestinos. O material fecal ou o conteúdo do estômago contém muitas bactérias e podem, possivelmente, abrigar certas bactérias nocivas (patogênicas) como *Escherichia coli* (Loiko *et al.*, 2016), *Salmonella* spp. (Cossi *et al.*, 2014) e *Campylobacter jejuni* (Wieczorek *et al.*, 2013). Neste momento, a carcaça recebe inspeção *post mortem*. Semelhante à inspeção *ante mortem*, a carcaça é examinada quanto a doenças, de modo a decidir se a carcaça ou as partes são inaceitáveis ou aceitáveis para consumo humano.

Em seguida, as carcaças são divididas com uma serra, pesadas, marcadas e recebem uma lavagem. Elas são, então, movidas para refrigeração a uma temperatura específica. Este procedimento de refrigeração ajuda a evitar a deterioração da carne e inibir o crescimento de bactérias nocivas (Hui, 2012).

Antes de serem enviadas para expedição, as carcaças são normalmente armazenadas em grandes armazéns refrigerados. É importante que a temperatura, humidade e fluxo de ar sejam mantidos adequados. Geralmente, quanto mais fria a temperatura no refrigerador, mais lentamente as bactérias crescem. A temperatura adequada é essencial para preservar a qualidade e manter a segurança do produto (Hui, 2012).

A partir deste ponto, as metades da carcaça estão prontas para serem processadas, numa sala de desmancha da própria instalação de abate ou noutra instalação (Hui, 2012).

2.2.3 Transporte

De maneira geral, os transportes mais comuns são realizados por veículo pesados que podem variar com relação ao seu tamanho (Cederberg *et al.*, 2009). Essa variação é devido à dimensão dos produtores de animais e à quantidade que um matadouro pode receber de animais.

Outro fator que se deve considerar para o transporte é a distância. Os produtores de animais e até mesmos os matadouros preferem comprar em locais mais próximos para evitar o stress e o desgaste dos animais, como também vender em locais que assegurem rapidez na venda de carne o mais fresca possível.

Segundo Strappini *et al.* (2009), o bem-estar dos bovinos no transporte pode ser afetado pelos seguintes fatores: tamanho do veículo e design da carroçaria, condições de trânsito, condições climáticas, tempo de transporte e distância. Essas conjunturas, em condições inadequadas, podem provocar prejuízos para produtores, matadouros e consumidores finais com a deterioração do produto, o que deprecia o seu valor comercial (Bertoloni *et al.*, 2012).

2.2.4 Distribuição e comercialização

A distribuição compreende o setor da economia que corresponde a um conjunto de entidades (supermercados, mercearias e lojas) que asseguram a função de mediação entre os produtores e os consumidores (Ferreira *et al.*, 2011). A distribuição de carne bovina é realizada principalmente por grossistas, supermercados, casas de carne e talhos (APED, 2009).

A comercialização da carne bovina ocorre quanto o produto (carne) sai do produtor rural e percorre os segmentos da cadeia produtiva, passando pelo matadouro, sendo destinada ao consumidor final, na forma *in natura* ou de alimento processado. Diante disso, os maiores exportadores de carne bovina são o Brasil e a Índia com 20% cada das exportações, seguidos pela Austrália e EUA com, respectivamente, 15% e 12% (USDA, 2016). Por outro lado, os países que mais importam as carnes bovinas são EUA, China, Japão, Rússia com 18%, 11%, 9% e 8%, respectivamente.

A União Europeia aparece em 8ª posição entre os blocos económicos que mais exportam a carne bovina com 3,5% das exportações, e em 6ª posição entre os blocos económicos que mais importam carne bovina, com 4,8% do total de importações.

2.3 Aspectos ambientais da produção de carne bovina

Uma série de tendências na indústria alimentar fez com que as questões ambientais e de melhoria da eficiência dos processos se tenham tornado uma preocupação constante da estrutura de gestão da cadeia de valor deste setor. Em primeiro lugar, houve a necessidade de investir mais no setor de alimentos, devido ao aumento da população e, conseqüentemente, ao aumento da necessidade de alimentos industrializados. Por outro lado, existem clientes cada vez mais exigentes que procuram alimentos com maior qualidade e ambientalmente mais sustentáveis (Fritzson e Berntsson, 2006).

A produção atual de alimentos requer grandes quantidades de recursos materiais e energéticos e é responsável pela emissão de vários resíduos, sobretudo de natureza mássica, que provocam diversos efeitos negativos no ambiente (Foster *et al.*, 2006).

Na atual sociedade, os impactos ambientais baseiam-se em duas questões principais: no esgotamento dos combustíveis fósseis e na limitada disponibilidade de outros recursos não renováveis; e na produção de resíduos com subsequente descarte dos mesmos no ambiente sem o devido tratamento. Ambas podem ser consideradas como um subproduto do desenvolvimento tecnológico da sociedade humana (Brown e Ulgiati, 2002).

Dentro do setor de alimentos, a carne é um dos alimentos que mais pressão gera sobre o ambiente (Garnett, 2011). Com o aumento do consumo de carne no mundo, de cerca de 50% nos últimos 40 anos, a produção de carne e os sistemas agrícolas, em geral, assumem um papel relevante na sustentabilidade ambiental do setor agroalimentar (FAO, 2012). Assim, os estudos que se focam na determinação dos impactos ambientais no setor pecuário são essenciais para o desenvolvimento de práticas mais sustentáveis (Cunha *et al.*, 2016; O'Brien *et al.*, 2016).

A sustentabilidade dos sistemas produtivos de carne tem sido destacada, em particular, pelo impacto da produção bovina no ambiente e na conservação de recursos. Uma produção sustentável envolve a conservação de recursos naturais e o desenvolvimento de novas tecnologias, de modo a conseguir-se a satisfação contínua das necessidades humanas das gerações presentes e futuras. Ou seja, a produção de carne sustentável é definida como uma forma de produção “ecologicamente correta e economicamente viável” (Appleby, 2004). A sustentabilidade na produção de carne

envolve aspetos como saúde animal, proteção do ambiente, produtividade, segurança alimentar e eficiência da produção (Pethick *et al.*, 2011).

As principais entradas e saídas de um sistema de produção de carne que influenciam o desempenho ambiental deste setor estão expostos na Figura 5.

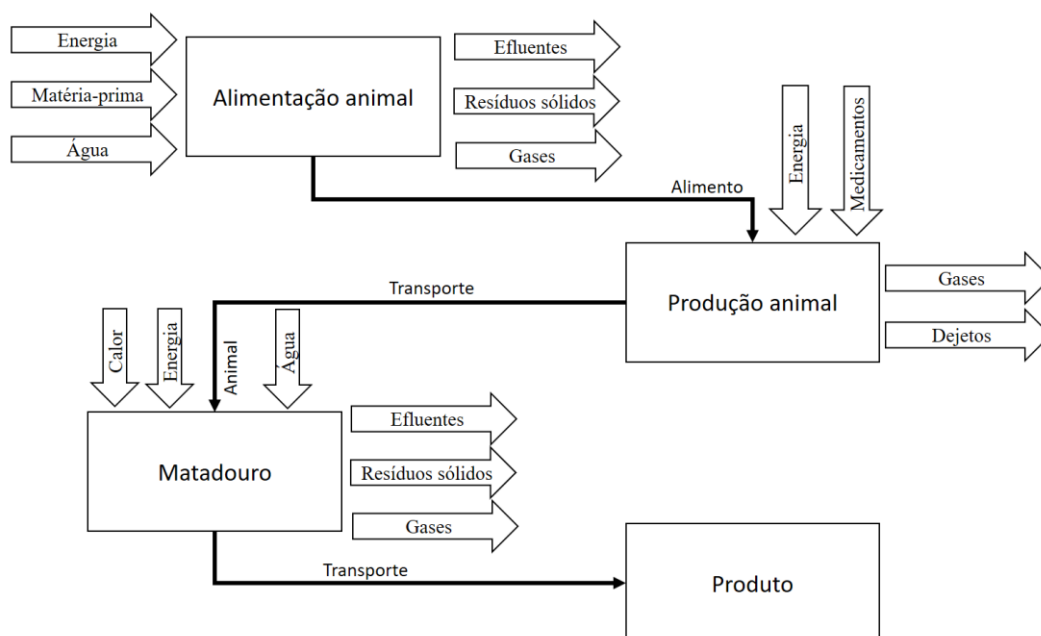


Figura 5 - Principais entradas e saídas de um sistema de produção de carne, que inclui a alimentação animal, produção animal e matadouro.

A produção de carne bovina, comparada com a produção de carne de porco e de aves, é conhecida por ser uma atividade mais geradora de impactos ambientais (Eshel *et al.*, 2014). A produção de carne está relacionada com o ambiente de diversas formas, resultando em impactos significativos em muitos sistemas ambientais, como por exemplo no ar, no solo, na água, na biodiversidade e nas alterações climáticas (Huerta *et al.*, 2016).

Segundo alguns estudos, a pecuária é responsável por aproximadamente 18% das emissões globais dos gases de efeito estufa (GEE) (Vries e Boer, 2010; Gonzalez-García *et al.*, 2015). Os maiores contribuintes são o dióxido de carbono, resultante, em grande parte, da queima de combustíveis fósseis; o óxido nítrico, emitido pelo estrume, urina e através da aplicação de fertilizantes azotados; e o metano que é gerado a partir da digestão de ruminantes e manejo de dejetos.

Neste sentido, em estudos apresentados sobre ACV na produção de carne bovina evidenciaram que o metano produzido a partir do trato intestinal dos animais pode

contribuir entre 57% (Tichenor *et al.*, 2017) e 63% (Beauchemin *et al.*, 2010) para os GEE. Uma solução proposta por White *et al.* (2014) para reduzir essas percentagens é a melhoria na produção e intensificação da pastagem para diminuir o tempo de engorda necessária do animal para o abate e, conseqüentemente, as emissões de GEE.

Além disso, a produção de carne bovina envolve uma ampla gama de subprodutos, que se mal geridos, podem causar danos ao ambiente. Diante disso, esses subprodutos podem ser utilizados para uma série de fins, por exemplo, para a alimentação animal, e para a produção de calor e eletricidade através de biogás. O objetivo principal da utilização dos subprodutos é reduzir o uso de recursos, a fim de evitar os custos do tratamento deste material e agregar valor ao resíduo. Por exemplo, a gordura animal residual ou o sebo do abate de bovinos são considerados matéria-prima alternativa promissora para a produção de biodiesel (Mogensen *et al.*, 2016).

Outro impacto relevante que advém da produção de carne é o consumo de água. A indústria de processamento de carne usa 24% do total de água doce consumida e até 29% do consumo do setor agrícola em todo o mundo (Mekonnen e Hoekstra, 2012; Bustillo-Lecompte e Mehrvar, 2015). Além disso, segundo um estudo publicado pela Comissão Europeia (2005), o consumo médio de água por peso de carcaça é de 1,62 - 9,00 m³/t.

As águas residuais do sistema de produção de carne bovina também aparecem como um problema relevante para os aspectos ambientais. O setor de carne produz grandes volumes de águas residuais, devido à produção animal e aos matadouros. Segundo Huerta *et al.* (2016), a água residual proveniente do estrume dos bovinos é o maior contribuinte para as categorias de impactos ambientais relacionados com eutrofização de água doce (99,5% - 99,6%), eutrofização marinha (65,4% - 81,6%) e acidificação terrestre (98,7% - 98,9%).

Destaca-se ainda a utilização de energia para o processamento da carne, dependendo da sua racional utilização, a energia pode ser também um fator impactante da produção de carne. As instalações de processamento de carne utilizam a energia para aquecer a água e produzir vapor para aplicações de processo e para fins de limpeza, bem como para o funcionamento de equipamento elétrico variado, refrigeração e compressores de ar (World Bank Group, 2007). Na produção de carne bovina, a energia consumida (elétrica e combustível) é entre 90 e 1094 kWh por tonelada de carcaça (Comissão Europeia, 2005).

Segundo Cederberg *et al.* (2009), tendo em consideração os estudos existentes de ACV, o transporte no sistema é a variável menos relevante do processo de produção da carne bovina em relação aos impactes ambientais.

Os matadouros são parte de uma grande indústria, que é comum nos mais diversos países, onde a carne é uma parte importante da dieta das suas populações. Portanto, todas as emissões sejam elas para o ar, o solo ou a água, requerem significativos tratamentos para um descarte seguro e sustentável para o ambiente.

De acordo com o referido anteriormente, a ACV tem vindo a ser utilizada como uma ferramenta de análise dos impactes ambientais da cadeia produtiva de carne, ou seja, desde a produção do alimento animal, até ao consumo de carne pelo consumidor. Os resultados desta avaliação indicam quais são os principais impactes ambientais e as suas maiores incidências.

3 Avaliação de ciclo de vida

3.1 Definição, vantagens e limitações

A avaliação do ciclo de vida (ACV) é um quadro metodológico para avaliar os potenciais impactos ambientais e recursos usados em todo ciclo de vida de um produto, desde a aquisição de matérias-primas, passando pelas fases de produção e de uso do produto, até a gestão dos resíduos produzidos. Além disso, permite orientar o desenho ambientalmente consciente dos produtos, tendo por base a interpretação do ciclo de vida. Todas as atividades e processos resultam em impactos ambientais, devido ao consumo de recursos, emissões de substâncias no ambiente natural, e outras bolsas ambientais (Santagata *et al.*, 2017).

Segundo a norma ISO 14040:2008, a ACV de um produto, processo ou serviço é uma das ferramentas que permite avaliar as entradas, saídas e seus respectivos impactos ambientais potenciais ao longo do seu ciclo de vida (“do berço ao túmulo”), considerando as matérias-primas usadas, os processos de produção, transporte, utilização, tratamento no fim-de-vida, reciclagem e, por fim, a disposição final (Figura 6).

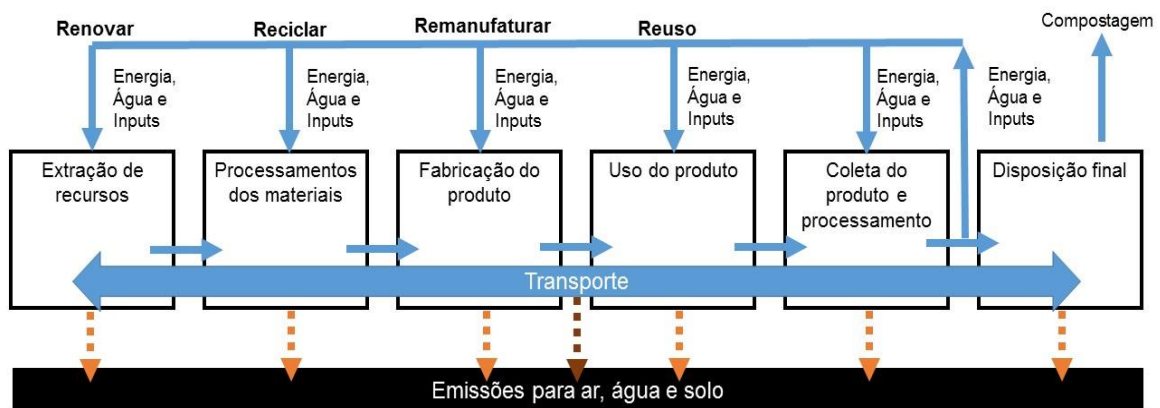


Figura 6 - Estágios de um ciclo de vida de um produto com as principais entradas e saídas.
Fonte: EPA (2009).

Além disso, a ACV fornece indicadores relacionados com muitas categorias de impacto ambiental diferentes, tais como as alterações climáticas, destruição do ozono estratosférico, esgotamento de recursos, os efeitos toxicológicos, entre outros (Pennington *et al.*, 2004). A aplicação da ferramenta de ACV possibilita o cálculo do impacto da cadeia produtiva no ambiente e expressa os resultados através de distintas

categorias de impacto (e.g. recursos energéticas e mudanças climáticas) (Passuello *et al.*, 2014).

A ACV é um método relativamente recente, que tem tido um crescimento rápido e tem-se transformado numa ferramenta padrão e de vanguarda para investigar o desempenho ambiental de uma vasta gama de processos humanos (Yasar *et al.*, 2017). Devido à sua definição rigorosa, ACV é uma das ferramentas mais aceites no estudo e medição dos impactos ambientais associados a produtos e serviços (Lo-Iacono-Ferreira *et al.*, 2016).

A aplicação da ACV tem várias vantagens, podendo destacar-se as seguintes (Passuello *et al.*, 2014):

- permite identificar e comparar diferentes tipos de impactos;
- permite apresentar uma situação onde a economia, a tecnologia e o ambiente estão nas mesmas prioridades;
- permite a participação pública;
- permite analisar balanços ambientais, quantificar descargas ambientais (ar, água e solo), avaliar os efeitos humanos e ecológicos do consumo de produtos e serviços.

A ACV tem sido usada para avaliação ambiental de produção de leite (Colombini *et al.*, 2015; Salvador *et al.*, 2016), de carne suína (Gonzalez-García *et al.*, 2015; Lamnatou *et al.*, 2016), de carne bovina (Cardoso *et al.*, 2016; Ogino *et al.*, 2016), de grãos (Wang *et al.*, 2014; Engelbrecht *et al.*, 2015) e outros produtos agrícolas (Quirós *et al.*, 2014; Meier *et al.*, 2015).

Contudo, o sistema de ACV apresenta algumas limitações em relação a sua aplicação. Muitas vezes, para tornar o estudo viável, torna-se necessária a simplificação de alguns aspetos que podem afetar significativamente os resultados (Turconi *et al.*, 2013). No geral, duas abordagens são utilizadas: análise da cadeia de processo e análise *input-output*. A primeira busca uma abordagem que usa dados de engenharia e informações recolhidas diretamente nos sistemas de atuação. Este procedimento requer mais tempo, mas geralmente conduz a resultados mais precisos (Finnveden *et al.*, 2009).

Por outro lado, o sistema de análise *input-output* é uma abordagem de cima para baixo com base em dados monetários para diversos setores económicos, considerando, os fluxos agregados entre os setores (Turconi *et al.*, 2013). Comparado com a análise da cadeia de processo, a análise *input-output* produz resultados menos dependentes e mais

completos, porém pode apresentar resultados menos precisos que os encontrados nas instalações (Joshi, 1999).

A simplificação dos aspetos e dados recolhidos levam, por vezes, a uma subestimação dos impactes causados pelo processo do produto/serviço (Hendrickson *et al.*, 1998). Para minimizar esses impactes nos estudos de ACV, tem-se criado cada vez mais bases de dados com um amplo espectro de informações em diferentes setores de produtos/serviços.

Segundo Andersson *et al.* (1998), existem muitas dificuldades na condução da ACV para produtos alimentares. O ideal seria um completo estudo incluindo a produção agrícola, transformação industrial, armazenamento e distribuição, embalagem, consumo e a gestão de resíduos. Mas todos esses conjuntos formam um sistema grande e complexo. Além disso, o estudo da ACV envolve muitas disciplinas científicas e requer um vasto conhecimento multidisciplinar.

Apesar das limitações da ACV esse sistema não deixa de ser uma análise ímpar para verificar os impactes ambientais causados pelos produtos e serviços das atividades humanas. Além de identificar, é possível ainda interpretar os resultados e assumir uma atitude para minimizar a influência desses impactes no ambiente.

3.2 Fases da avaliação do ciclo de vida

Devido à sua abordagem baseada em sistemas, a ACV mostra com detalhes os *inputs* e *outputs* levando em consideração o “*triple bottom line*” ou “tripé da sustentabilidade” (económico, ambiental e social). Essa ferramenta ainda pode permitir que os agricultores e demais produtores possam dar uma resposta aos grupos de consumidores e ambientalistas relativa às pegadas de carbono e de água dos produtos agropecuários (Land & Water Australia, 2009).

A aplicação da metodologia de ACV é realizada em quatro etapas: (1) Definição do objetivo e do âmbito do trabalho, (2) Análises do inventário, (3) Avaliação de impactes e (4) Interpretação dos resultados (Figura 7). Essa metodologia é padronizada para uma gestão ambiental mundial através dos documentos da ISO 14040:2008 e 14044:2006, como também no ILCD Handbook (JRC, 2012). O ILCD Handbook é um guia técnico redigido pela Comissão Europeia com base nas normas ISO. Esse documento confirma a importância e o papel da ACV como ferramenta de suporte à tomada de decisão.

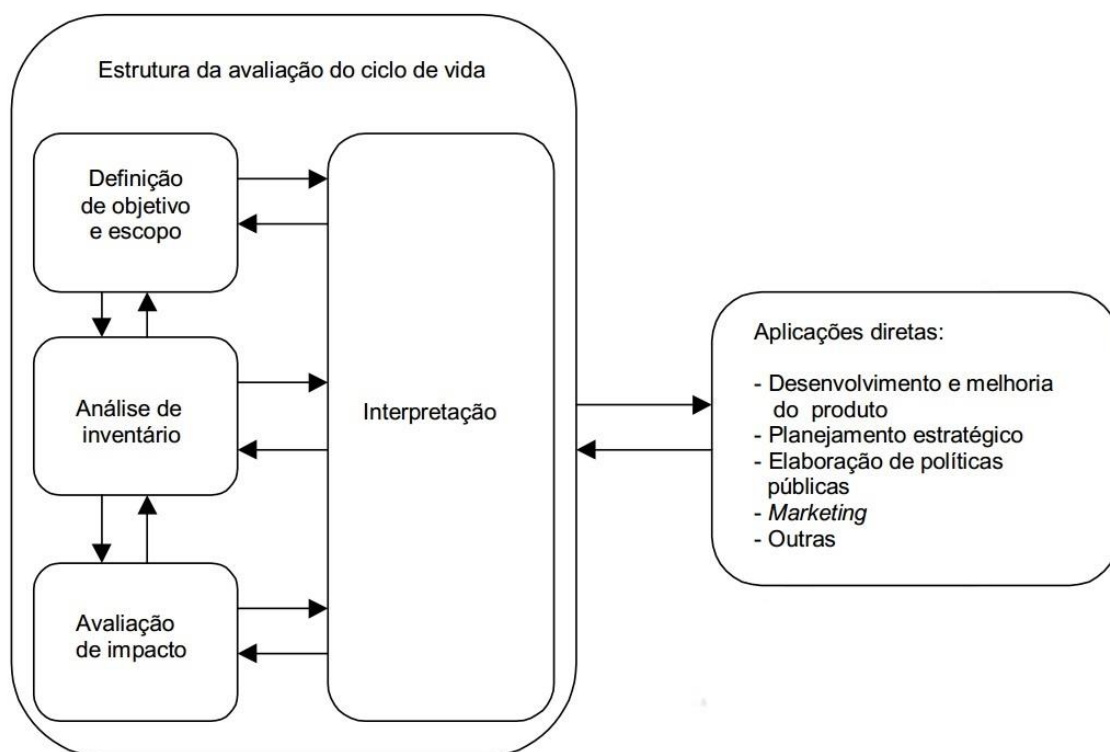


Figura 7 - Fases de uma avaliação do ciclo de vida.
Fonte: ISO 14040:2008.

3.2.1 Definição do objetivo e do âmbito do estudo

A definição do âmbito é o ponto inicial da ACV, pois é nesta fase que se definem os recursos necessários para atingir os objetivos do estudo. Ainda nesta etapa se definem a fronteira do sistema e a abrangência do estudo, identificando-se os processos fundamentais do sistema produtivo a incluir, e estabelecendo-se o nível de detalhe do estudo.

Além da definição da fronteira do estudo, nesta fase também se determina o tipo de público-alvo para quem se destina a apresentação dos resultados e as principais categorias de impacto ambiental (Saade *et al.*, 2014).

Em resumo, segundo Fernandes (2014), nesta fase de ACV deve-se definir os seguintes procedimentos:

- definição dos propósitos da análise;
- definição da fronteira do sistema;
- estabelecimento da função e da unidade funcional do sistema;

- procedimento de alocação;
- requisitos dos dados;
- hipóteses de limitações;
- avaliação de impacto e quando necessário a metodologia a ser adotada.

3.2.1.1 Unidade funcional e fronteiras do sistema

A unidade funcional é a quantificação da função, com a finalidade de fornecer uma referência para relacionar os dados que entram e saem do sistema que será estudado. Essa unidade pode variar de acordo com a necessidade do estudo. Deve levar-se em consideração uma unidade funcional global, que permita comparar os resultados de uma avaliação com os de outros estudos (ISO 14044:2006).

Com a identificação de todos os componentes de um estudo, cada um deles pode ser visto como um sistema individual, onde receberá entradas (e.g. energia e matérias-primas), gerará saídas (e.g. resíduos, emissões e descargas de água) e um produto final requerido pelo sistema (Figura 8). Além dos impactos do sistema como um todo, deve levar-se em consideração os descartes ambientais associados com a produção, utilização, transporte e deposição final dos produtos (EPA, 1993).

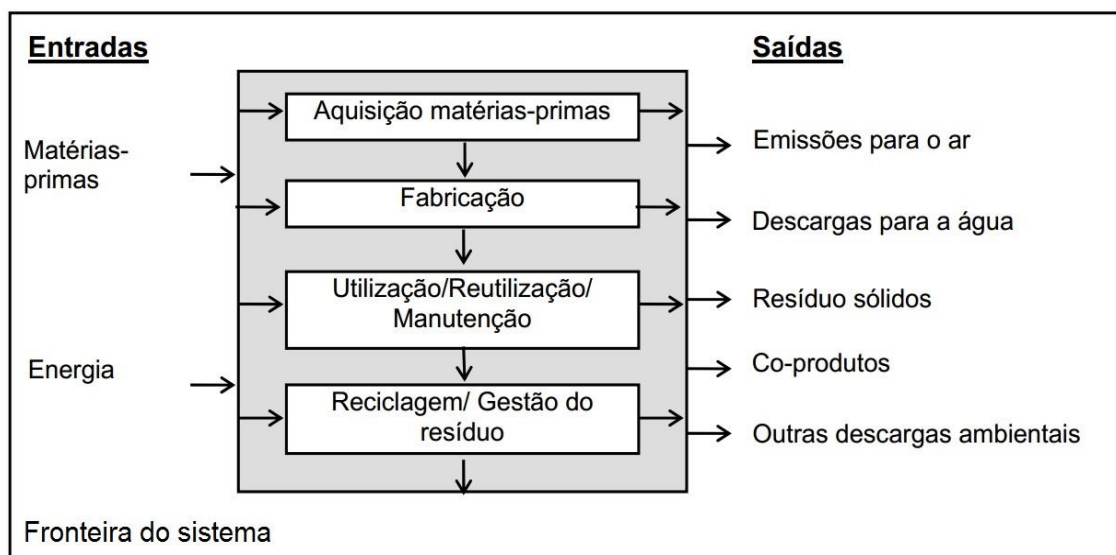


Figura 8 - Entradas e saídas de uma unidade de sistema com os seus subprodutos.
Fonte: EPA (1993).

Os sistemas dos processos baseiam-se principalmente na soma das entradas e saídas de todos os componentes envolvidos, o que é exemplificado pelas entradas das energias e matérias-primas e pelas saídas de resíduos e emissões. O modelo do sistema torna-se correto se não violar as leis da termodinâmica e a conservação de massa em que as quantidades de recursos à saída serão as mesmas quantidades contabilizadas à entrada do sistema (Willers, 2014)

Na Tabela 2 são mostradas as principais unidades funcionais, as fronteiras dos sistemas, os impactos associados e as respectivas localizações para ACV de produção de carne bovina.

Tabela 2 - Trabalhos sobre ACV na produção de carne bovina, com as suas respectivas unidades funcionais, fronteiras do sistema e categorias de impactos.

Referência	Localização	Unidade funcional	Fronteiras do sistema	Categorias de impactos
Cederberg e Stadig (2003)	Suécia	kg de carne sem osso	da produção ao abate	Uso de energia, uso do solo, toxicidade e pesticidas utilizados, mudanças climáticas, acidificação e eutrofização.
Casey e Holden (2006a)	Irlanda	kg de peso vivo	da produção ao abate	Potencial de aquecimento global
Pelletier <i>et al.</i> (2010)	EUA	kg de peso vivo	da produção ao abate	Uso de energia, pegada ecológica, gases de efeito de estufa, eutrofização.
Peters <i>et al.</i> (2010)	Austrália	kg de carcaça	tudo no local e a montante	Pegada de carbono e uso de energia primária.
Nguyen <i>et al.</i> (2010)	União Europeia	kg de peso de carne abatida	da produção ao abate	Mudanças climáticas, acidificação, eutrofização e ocupação do solo, energia não renovável.
Beauchemin <i>et al.</i> (2010)	Canadá	kg de carne	ciclo da produção da carne	Emissões de gases de efeito estufa.
Mogensen <i>et al.</i> (2015)	Dinamarca e Suécia	kg de carcaça	da produção ao abate	Emissões de gases de efeito estufa.
Gonzalez-García <i>et al.</i> (2015)	Portugal	kg de carcaça	ciclo da produção da carne	Alterações climáticas, utilização de combustíveis fósseis, eutrofização de água doce e marinha, acidificação terrestre, destruição fotoquímica de ozono troposférico, formação de oxidantes e escassez de água.
Ogino <i>et al.</i> (2016)	Tailândia	kg de peso vivo	da produção ao abate	Alterações climáticas, consumo de energia, acidificação, eutrofização.
Cardoso <i>et al.</i> (2016)	Brasil	kg de carcaça	da produção ao abate	Emissões de gases de efeito estufa.

Fonte: Modificado de Andreini e Place (2014).

3.2.2 Análise de inventário de ciclo de vida (ICV)

A análise de inventário de ciclo de vida (ICV) é a segunda etapa de uma ACV. Esta etapa envolve a recolha de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e as saídas de um sistema produtivo com a finalidade de alcançar os objetivos propostos para o estudo. Os principais dados coletados são referentes à energia, transporte, matérias-primas, emissões para o ar, solo e água, efluentes e resíduos (JRC, 2012).

Segundo JRC (2012), isso inclui o uso de dados base do ciclo de vida (e.g. dados sobre a produção de eletricidade, de materiais adquiridos, ou de processos a jusante como a reciclagem). A validação destes dados é indispensável nesta fase.

Após a análise dos dados, os resultados são utilizados na avaliação de impacto do ciclo de vida (AICV), e, além disso, fornecem um *feedback* sobre as configurações do âmbito inicial que, por sua vez, pode necessitar de alguma alteração ao longo do estudo (JRC, 2012).

A coleta de dados, de acordo com Willers (2014), é de difícil execução por razões que vão desde a ausência de dados conhecidos, passando pela necessidade de estimá-los até à qualidade dos dados disponíveis. Muitas vezes algumas empresas podem omitir ou alterar alguns dados importantes por questões de sigilo ou até mesmo medo das ações relacionados com o cumprimento legal. Por isso, o cuidado deve prevalecer na recolha e análise de dados nessa fase da ACV.

A coleta de dados para a inclusão no inventário deve seguir as orientações do objetivo e do âmbito do estudo. Além disso, os dados usados devem ser estritamente delimitados dentro da fronteira do sistema. Os dados que são coletados, tanto por análise *in loco* quanto por questionários, são chamados de dados primários.

A ACV é uma metodologia de natureza interativa, onde as decisões sobre a inclusão ou exclusão de um certo dado deverá ser fundamentado na análise da sensibilidade para determinar a sua significância. Assim, segundo EEA (1997), esta análise de sensibilidade pode resultar em:

- exclusão de fases do ciclo de vida ou subsistemas, quando a falta de significância pode ser demonstrada pela análise de sensibilidade;
- exclusão de fluxos materiais que carecem de relevância para o resultado dos estudos;

- inclusão de novos processos unitários que se mostram significativos na análise de sensibilidade.

A definição do objetivo e âmbito de um estudo fornece o plano inicial para a realização da fase de ICV da ACV. Ao executar o plano para a ICV, os passos operacionais descritos na Figura 9 devem ser realizados (ISO 14044:2006).

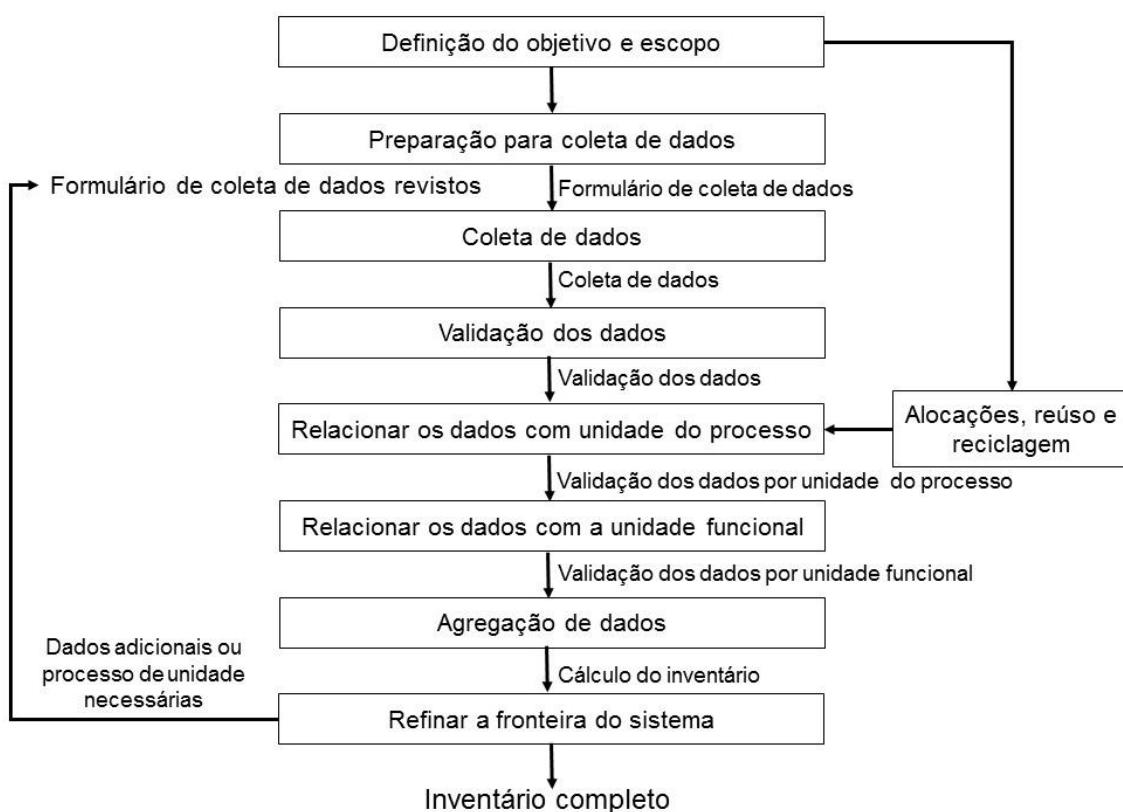


Figura 9 - Procedimentos simplificados para análise do inventário.
 Fonte: ISO 14044:2006.

A validação dos dados do inventário deve ocorrer durante todo o processo de coleta. A validação pode envolver, por exemplo, os balanços de massa, balanços de energia e/ou análise comparativa de fatores de emissão. Assim, os valores que não passam por essa validação podem ser rejeitados no estudo, considerados “zero” ou substituídos por valores de outras referências (EEA, 1997).

3.2.3 Avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV)

Na fase de avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV) procede-se à recolha de informações adicionais a respeito dos impactes ambientais associados ao

produto/processo em análise, estabelecendo correlações com base no conhecimento da significância dos mesmos no ambiente.

Essa terceira etapa inclui os resultados obtidos na fase ICV para selecionar a categoria do impacto e calcular os potenciais impactos ambientais em cada categoria como alterações climáticas, acidificação, saúde humana, ecotoxicidade aquática, uso do solo e esgotamento de recursos materiais (JRC, 2012). Na área da pecuária, as categorias de impactos mais recorrentes são o aquecimento global, a acidificação, a eutrofização, o uso do solo e o consumo de energia (Cederberg *et al.*, 2009; Vries e Boer 2010; Nguyen *et al.*, 2010; Gonzalez-García *et al.*, 2015; Ogino *et al.*, 2016).

Para facilitar a tradução dos dados do inventário em resultados relevantes para o ambiente, é normal a utilização de métodos de avaliação de impactos. Esses métodos utilizam fatores previamente definidos que contêm informações ambientais sobre as inúmeras substâncias e recursos. Cada método caracteriza-se pelos seus princípios de medição, fatores de caracterização, normalização e ponderação específicas (Saade *et al.*, 2014).

Segundo Jolliet *et al.* (2003a) existem dois métodos de avaliação:

1. Métodos clássicos de avaliação de impactos, que restringem a modelação quantitativa a estágios relativos na cadeia de causa e efeito, a fim de minimizar incertezas e agrupar os resultados em inventários, chamadas categorias *midpoint*. Estas podem ser consideradas as categorias que integram os resultados intermédios;
2. Métodos orientados a danos, que podem modelar a cadeia de causa e efeito até o chamado *endpoint*, ou seja, o resultado final. Esta modelação pode, em certos casos, agregar elevados valores de incerteza.

As categorias de *midpoint* e *endpoint* são exemplificadas pela Figura 10, onde os resultados do ICV podem ser agrupados em categorias intermédias que, por sua vez, podem estar relacionados com os resultados e impactos finais. Cada seta no diagrama simboliza um caminho de impacto conhecido ou possível de existir. As setas tracejadas são caminhos incertos entre os pontos médios e as áreas de proteção que não são modeladas quantitativamente (Jolliet *et al.*, 2003b).

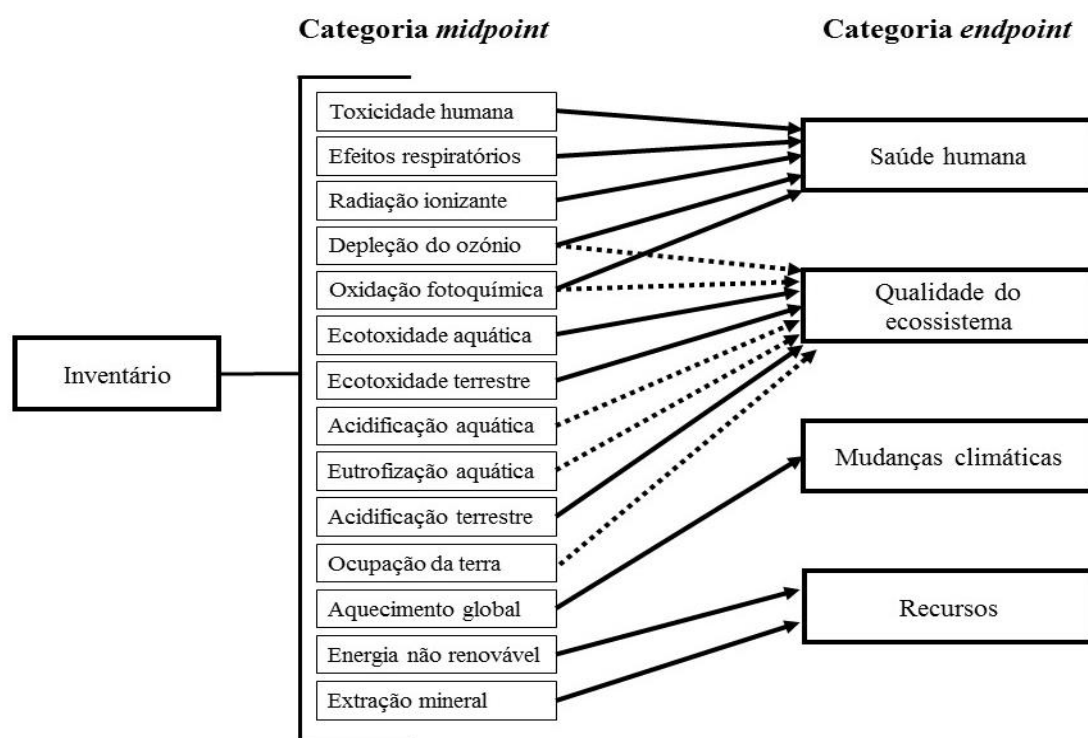


Figura 10 - Correlação entre as categorias de impactos *midpoint* e as áreas de proteção *endpoint*.
Fonte: Jolliet *et al.* (2003b).

Na ACV todas as emissões e recursos relevantes utilizados através do ciclo de vida de um produto são agregados e expressos por unidade funcional. Segundo Mogensen *et al.* (2009), para cada uma das categorias de impacto ambiental, as substâncias emitidas ao longo da cadeia de produtos, que contribuem para a categoria de impacto ambiental, são quantificadas (Tabela 3). Os fatores de caracterização podem ser obtidos através de uma metodologia proposta pelo modelo CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001). A CML 2001 é um método de avaliação de impacto que restringe a modelagem quantitativa a estágios iniciais na cadeia causa-efeito para limitar incertezas.

Tabela 3 - Categorias de impacto selecionados com unidades relacionadas, elementos que contribuem e fatores de caracterização para o modelo de CML 2001 (continua).

Categoria de Impacte	Unidade	Elementos envolvidos	Fatores de caracterização
Acidificação	kg SO ₂ -eq	SO ₂	1
		NH ₃	1,88
		NO _x	0,70
Aquecimento global	kg CO ₂ -eq	CO ₂	1
		CH ₄	28
		N ₂ O	310

Tabela 3 - Categorias de impacto selecionados com unidades relacionadas, elementos que contribuem e fatores de caracterização para o modelo de CML 2001 (continuação).

Categoria de Impacte	Unidade	Elementos envolvidos	Fatores de caracterização
Eutrofização	kg NO ₃ -eq	NO _x	1,35
		P ₂ O ₅	14,09
		NH ₃	3,64
		NO ₃ ⁻	1
		PO ₄ ³⁻	10,45
		NH ₄ ⁺	3,6
		CQO	0,22
Uso do solo	m ²	Ocupação do solo	1

Fonte: Mogensen *et al.* (2009).

A acidificação é causada pela libertação de gases ácidos ou com influência no grau de acidificação, principalmente a partir da queima de combustíveis fósseis. Para a produção de bovinos, o elemento principal que contribui para a acidificação é a amónia (NH₃), emitida a partir de manipulação dos dejetos (Mogensen *et al.* 2009).

O aquecimento global, que causa as mudanças climáticas, refere-se à adição de gases de efeito estufa na atmosfera através da queima de combustíveis fósseis, práticas agrícolas e certas práticas industriais, levando a grandes alterações no sistema climático da Terra. Os mais importantes contribuidores para o aquecimento global são o óxido nítrico (N₂O), o metano (CH₄) e o dióxido de carbono (CO₂) (Wei *et al.*, 2016).

A eutrofização é originada por uma série de fontes relacionadas com a emissão de azoto (N) e fósforo (P) na exploração agrícola e tratamento de resíduos dos processos após a produção animal. Em áreas com elevada densidade de bovinos, estes problemas são evidentes devido à lixiviação de nutrientes. Os compostos de azoto incluem amónia, que se evapora a partir da pasta fluida no estábulo, quando o estrume é armazenado, e depois é aplicado no terreno. A amónia pode ser depositada em zonas vulneráveis onde tem potencial de diminuir a riqueza de espécies por causa da eutrofização. O nitrato é outro importante composto de azoto que pode ser lixiviado para as águas superficiais ou águas subterrâneas, podendo causar tanto o enriquecimento de nutrientes do meio aquático quanto à poluição da água potável (Mogensen *et al.* 2009; Hoeve *et al.*, 2016).

Em relação ao uso do solo, a produção de alimentos e rações para animais ocupam um terreno que poderia ter sido usado para outros fins, por exemplo, manutenção da biodiversidade. A qualidade do ecossistema está relacionada com a

biodiversidade na paisagem agrícola. Pode citar-se que a produção de soja para a alimentação de suínos contribui com aproximadamente metade do consumo total de terras para a produção da carne de suíno. Assim, a produção de soja, que continua a expandir-se, provoca a redução da biodiversidade local (Mogensen *et al.* 2009; Bosire *et al.*, 2016).

Cada item inserido no ICV é classificado para ter um efeito em um ou mais problemas ambientais ou categorias de impacto. Pode citar-se, por exemplo, a emissão do gás metano que tem efeito no aquecimento global e, por isso, é classificado nesta categoria de impacto (Gabel *et al.*, 2016).

Cada categoria de impacto é expressa na forma de um indicador numérico, pois este indicador busca representar a carga total ambiental ou a significância que o uso de um determinado recurso impacta um determinado ambiente. Para a conversão dos dados do inventário prefere-se a utilização de fatores de equivalência baseados em conhecimentos científicos e aplicáveis para todas as condições. Assim, o número obtido é um valor da categoria de impacto ambiental que se transforma num índice ambiental adimensional (Willers, 2014).

A fase de AICV tem que ser cuidadosamente planeada para atingir o objetivo e o âmbito inicial da ACV. Esta fase deve ser coordenada com outras etapas da ACV para minimizar as possibilidades de omissões e as incertezas dos dados. Para isso, deve ter-se em consideração o seguinte (ISO 14044:2006):

- se a qualidade dos dados e resultados da ICV são suficientes para conduzir a AICV em conformidade com o objetivo do estudo e definição do âmbito;
- se as decisões da fronteira do sistema e os dados foram suficientemente revisados para garantir a disponibilidade dos resultados da ICV necessários para calcular os resultados indicadores para a AICV;
- se as relevâncias ambientais dos resultados da AICV são diminuídas devido ao cálculo da unidade funcional do ICV, agregação e alocação.

3.2.3.1 Normalização dos resultados da avaliação de impactes ambientais

A normalização dos resultados da AICV é considerada opcional num contexto de ACV. Segundo a ISO 14044:2006, a normalização pode ser definida como o cálculo da magnitude de um indicador de categoria relativo a uma informação de referência. O

objetivo da normalização é compreender melhor cada resultado de indicador de impacto ambiental de um produto ou sistema. Além disso, essa ferramenta opcional pode ser utilizada para:

- verificar inconsistências do estudo;
- fornecer e comunicar informações sobre a importância relativa dos resultados dos indicadores; e
- preparar para procedimentos adicionais, como agrupamento, ponderação ou interpretação do ciclo de vida.

Ainda mais, a normalização pode ser usada para comparar diferentes impactos ambientais com um valor numérico referencial, para priorizar ou resolver problemas entre as alternativas para um determinado produto (e.g. um produto pode apresentar indicadores de alteração climática mais baixos para uma opção, mas indicadores toxicológicos mais elevados para outra opção). A normalização torna possível traduzir pontuações abstratas para cada categoria de impacto em contribuições relativas do produto para uma situação de referência (Sleeswijk *et al.*, 2008).

A principal crítica a respeito da normalização é devido à escolha dos valores de referências, o que pode alterar as conclusões tiradas da fase AICV (Pizzol *et al.*, 2017). Os valores de referência podem ser obtidos de duas formas, através de valores para uma determinada área (local ou global) em um dado ano ou por valores de referência per capita, para uma área em um ano referencial.

Os resultados normalizados representam melhor os resultados da AICV e podem ajudar na interpretação dos impactos. Além disso, como existem valores de referência para a União Europeia pode desenvolver-se estudos de ACV, demonstrando a realidade local (Jolliet *et al.*, 2003b).

Devido à importância desta ferramenta de análise de resultados, vários estudos de ACV do processo de produção de carne bovina mostram os resultados de impactos ambientais tanto em termos gerais como em resultados normalizados. Pode referir-se como exemplo: Dick *et al.* (2015), Oishi *et al.* (2015), Zucaro *et al.* (2016) e Notarnicola *et al.* (2017).

3.2.4 Interpretação dos resultados da ACV (IRCV)

Por fim, na fase de interpretação dos resultados do ciclo de vida (IRCV), os resultados são agrupados e discutidos. O ponto mais importante desta fase são as

conclusões, recomendações e tomadas de decisão sobre os resultados, sempre em acordo com a definição do objetivo e âmbito do trabalho (Passuello *et al.*, 2014).

A fase da IRCV começa com a identificação das questões significativas, por exemplo, os principais processos e recursos/emissões que quantitativamente contribuem mais para a magnitude dos resultados obtidos. A interpretação inclui integralidade, sensibilidade e consistência das verificações e, ainda, aborda a incerteza e a precisão dos resultados (JRC, 2012).

A IRCV ocorre em todas as fases de uma ACV. Isto porque, na comparação de duas alternativas para o mesmo produto, se uma alternativa mostra um maior consumo de material e de recursos, uma interpretação puramente baseada no ICV pode ser conclusiva. Um estudo, no entanto, também pode querer comparar todas as categorias de impacto, especialmente quando existem ligações entre as alternativas de produtos, ou ainda, se é desejável para priorizar áreas de preocupação dentro de uma ACV. Por exemplo, as emissões de CO₂ ao longo do ciclo de vida podem resultar num indicador de alteração climática mais elevado do que num outro, mas a alternativa envolve mais pesticidas e tem uma contribuição potencial maior para efeitos toxicológicos. Por isso, as partes interessadas podem querer mais informações para decidir qual é a prioridade (Rebitzer *et al.*, 2004).

4 Material e métodos

4.1 *Software* de avaliação de ciclo de vida

Existem vários *softwares* que procuram auxiliar a ACV que são utilizados como facilitadores para os procedimentos de cálculos de balanços de massa e energia, realizar comparações entre ciclos de vida de produtos, analisar o fluxo de materiais e energia e, principalmente, realizar análise de impactos ambientais e interpretação dos resultados. Além disso, esses *softwares* integram bases de dados que são constituídas a partir de inventários do ciclo de vida de elementos comuns a vários ciclos de vida como materiais, energia e transporte (Campolina *et al.*, 2015).

Alguns *softwares* que suportam a realização da ACV são: GaBi (Alemanha), openLCA (Alemanha), LCAPIX (Estados Unidos), Regis (Suíça), SimaPro (Holanda), Umberto (Alemanha), entre outros.

Para o desenvolvimento desta dissertação, foi utilizado o programa GaBi 6.0, um *software* desenvolvido na Alemanha pela empresa PE International, atual Thinkstep. O *software* foi desenvolvido para dar suporte a várias aplicações, entre elas, cálculo do ciclo de vida, relatórios de ciclo de vida, ciclo de vida no ambiente de trabalho e avaliação do ciclo de vida (Thinkstep, 2016):

1. cálculo do ciclo de vida
 - redução de custos: concepção e otimização de produtos e processos de redução de custos.
2. relatórios de ciclo de vida
 - marketing de produto sustentável: rótulos e reivindicações de sustentabilidade do produto e declarações de produtos ambientais;
 - relatórios de sustentabilidade: comunicação ambiental e relatórios de sustentabilidade do produto;
 - compartilhamento de conhecimento - relatórios e análise para os departamentos internos, gestão da cadeia de abastecimento.
3. ciclo de vida no ambiente de trabalho
 - produção responsável: desenvolvimento de processos de fabricação que abordam as responsabilidades sociais.
4. avaliação do ciclo de vida

- design para o ambiente - desenvolvimento de produtos que atendam às regulamentações ambientais;
- ecoeficiência - reduzindo o uso de materiais, energia e recursos da maneira mais econômica;
- eco-design - desenvolvimento de produtos com menor pegada ambiental, como menor emissão de gases de efeito estufa, menor consumo de água e menor produção de resíduos;
- cadeias de valores eficientes - aumento da eficiência das cadeias de valor, por exemplo no design, na produção, nos fornecedores, na distribuição, entre outros.

4.2 Fronteiras do sistema, alocação e unidade funcional

A disponibilização de carne bovina ao consumidor envolve um conjunto de etapas bastante complexas como a produção da alimentação dos animais, a produção do animal, o seu abate nos matadouros e, por fim, o seu transporte para o mercado consumidor. Este estudo considerou a cadeia produtiva dos bovinos da produção de alimentos até ao matadouro, com os respetivos transportes, produção de energia, produção de fertilizantes e incineração como tratamento dos resíduos cárnicos gerados (Figura 11). Para este estudo, as águas residuais geradas por ambos os matadouros, foram consideradas sem tratamento, apesar das águas residuais serem encaminhadas para as respetivas estações de tratamento de águas residuais.

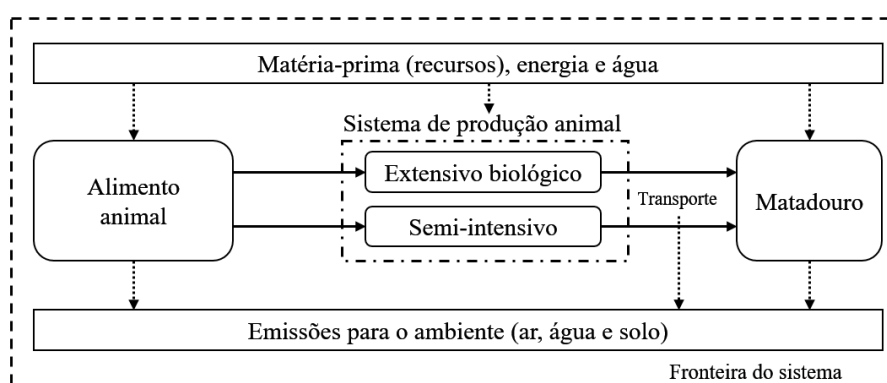


Figura 11 - Descrição da fronteira do sistema para ACV da produção de carne bovina.

Foram considerados os processos que são possíveis para se obter dados reais e confiáveis de funcionamento. Esta ACV pretende representar pelo menos 95% da massa total, 90% dos insumos energéticos totais (Pascale *et al.*, 2011) e todos os insumos de

relevância ambiental significativa para a cadeia produtiva de carne bovina. Diante disso, alguns dados não foram considerados na realização deste trabalho como agentes de limpeza, utensílios utilizados na construção dos estábulos e demais obras, as vacinas administradas nos animais e o transporte do consumidor final até o talho.

A alocação consiste na divisão apropriada dos fatores de impacto do processo entre os produtos principais e os subprodutos do sistema. Utiliza-se esse procedimento quando, por exemplo, o sistema gera mais de um produto. Assim, a alocação aplicada a este estudo foi efetuada com base na massa do peso dos animais (Nguyen *et al.*, 2012).

Para auxiliar a interpretação e a comparação dos resultados, a unidade funcional (UF) utilizada foi de 1 kg de carcaça de bovino à saída do matadouro.

4.3 Análise de inventário de ciclo de vida (ICV)

Os dados de inventário relativos às entradas e saídas dos processos de produção de carne bovina foram recolhidos junto de empresas especializadas nas atividades, através da aplicação de questionários aos proprietários/gestores das explorações. Recorreu-se também a algumas referências bibliográficas e a bases de dados do programa GaBi 6.0. Os dados primários utilizados correspondem à média dos dados recolhidos para os anos de 2011 e 2012. Os dados são referentes a dois modos de produção animal, um sistema semi-intensivo (SSI) e outro sistema extensivo biológico (SEB). Além disso, foram comparados dois matadouros com caldeiras diferentes, um matadouro com caldeira a gás natural (Mgn) e outro matadouro cuja caldeira funciona a pellets (Mgp).

Os dados de emissões atmosféricas associadas à queima de combustíveis fósseis foram estimados com base em fatores de emissão da literatura (EMEP/EEA, 2016). Os dados referentes às emissões de CH₄ e N₂O dos dejetos dos animais e da fermentação entérica foram retirados do estudo do IPCC (2006). As emissões dos dejetos para os corpos recetores aquáticos foram calculadas com os valores máximos da Portaria nº 259/2012 de 28 de agosto.

4.3.1 Produção de alimentos para os bovinos

Para ambos os sistemas, sistema semi-intensivo (SSI) e sistema extensivo biológico (SEB), a alimentação utilizada para os bovinos foi por pastagens naturais e

alimento concentrado. As entradas e saídas mais relevantes para cada tipo de alimentação estão representadas na Figura 12.

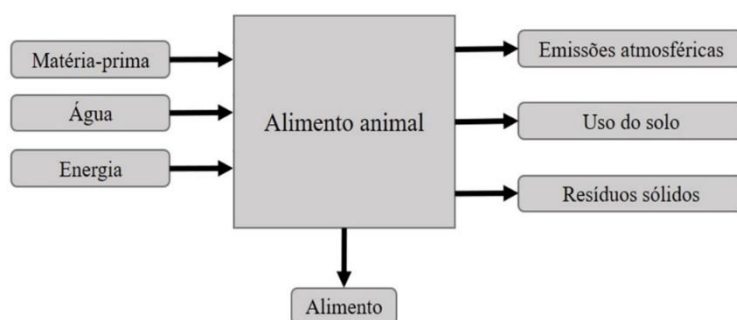


Figura 12 - Principais fluxos de entrada e saída do processo de produção de alimentos para bovinos.

As pastagens naturais utilizadas na realização deste estudo foram adubadas com fertilizante superfosfato de cálcio 18% na quantidade de 200 kg por ha. O fertilizante é aplicado a cada 2 ou 3 anos por dois tratores. Um deles reboca o atrelado com os sacos de adubo (com 50 kg cada) e o outro, transporta um distribuidor centrífugo. Esta operação tem duração em média de 30 a 40 minutos por ha.

Os dados do inventário utilizados na produção do alimento dos bovinos para os dois sistemas podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4 - Dados de inventário do processo de produção de alimentos dos bovinos (continua).

Sistema semi-intensivo (SSI)			
Produção de alimentos (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Água	0,006	kg	
Carbonato de cálcio	0,020	kg	
Cevada	0,100	kg	
Farelo de girassol	0,060	kg	
Fosfato bicálcico	0,002	kg	
Milho	0,713	kg	Questionário
Ocupação do solo	20	ha	
Óxido de cálcio solúvel	0,011	kg	
Sal mineral	0,006	kg	
Soja	0,050	kg	
Superfosfato	0,0196	kg	

Tabela 4 - Dados de inventário do processo de produção de alimentos dos bovinos (continua).

Sistema semi-intensivo (SSI)			
Produção de alimentos (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Trigo	0,150	kg	Questionário
Saídas			
Alimento animal	2,11	kg	Questionário
CH ₄ (emissões orgânicas para o ar)	4,08 10 ⁻⁵	kg	EMEP/EEA (2016)
CO (emissões inorgânicas para o ar)	1,07 10 ⁻⁴	kg	EMEP/EEA (2016)
CO ₂ (emissões inorgânicas para o ar)	7,25 10 ⁻¹	kg	EMEP/EEA (2016)
COVs (emissões orgânicas para o ar)	3,29 10 ⁻⁵	kg	EMEP/EEA (2016)
N ₂ O (emissões inorgânicas para o ar)	2,80 10 ⁻⁴	kg	EMEP/EEA (2016)
NH ₄ (emissões inorgânicas para o ar)	3,14 10 ⁻³	kg	EMEP/EEA (2016)
NO _x (emissões inorgânicas para o ar)	3,43 10 ⁻⁴	kg	EMEP/EEA (2016)
Sistema extensivo biológico (SEB)			
Produção de alimentos (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Água	0,006	kg	
Carbonato de cálcio	0,020	kg	
Cevada	0,100	kg	
Farelo de girassol	0,060	kg	
Fosfato bicálcico	0,002	kg	
Milho	0,713	kg	
Ocupação do solo	100	ha	Questionário
Óxido de cálcio solúvel	0,024	kg	
Sal mineral	0,006	kg	
Soja	0,050	kg	
Superfosfato	0,043	kg	
Trigo	0,150	kg	
Saídas			
Alimento animal	3,42	kg	Questionário
CH ₄ (emissões orgânicas para o ar)	4,60 10 ⁻⁶	kg	EMEP/EEA (2016)
CO (emissões inorgânicas para o ar)	6,23 10 ⁻⁵	kg	EMEP/EEA (2016)
CO ₂ (emissões inorgânicas para o ar)	1,14 10 ⁻¹	kg	EMEP/EEA (2016)
COVs (emissões orgânicas para o ar)	2,00 10 ⁻⁵	kg	EMEP/EEA (2016)

Tabela 4 - Dados de inventário do processo de produção de alimentos dos bovinos (continuação).

Sistema extensivo biológico (SEB)			
Produção de alimentos (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Saídas			
N ₂ O (emissões inorgânicas para o ar)	9,30 10 ⁻⁷	kg	EMEP/EEA (2016)
NO _x (emissões inorgânicas para o ar)	1,60 10 ⁻⁴	kg	EMEP/EEA (2016)

4.3.2 Produção animal

A manutenção da produção animal deve ser feita regularmente até ao abate dos animais. Durante o processo de manutenção, devem manter-se as condições ideais para o crescimento rápido e eficiente dos animais. Por isso, deve manter-se a hidratação e alimentos em quantidades suficientes.

As principais entradas e saídas para a produção animal para o SSI e para o SEB estão ilustrados na Figura 13.

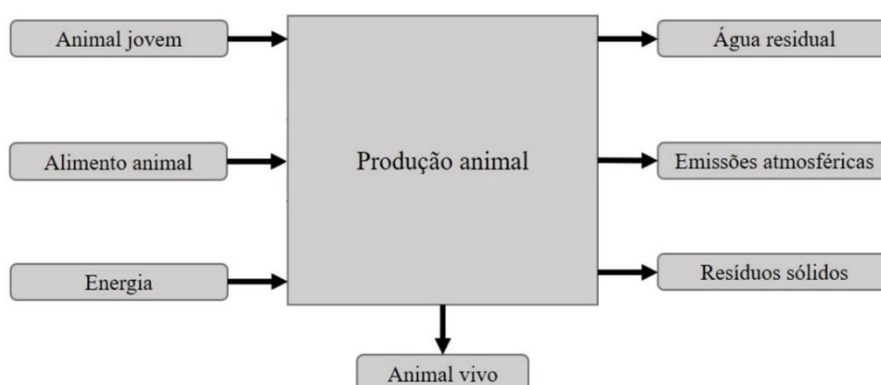


Figura 13 - Principais fluxos de entrada e saída do processo de produção de animal em bovinos.

As principais características dos sistemas produção para os animais estão presentes na Tabela 5.

Tabela 5 - Principais características do sistema de produção semi-intensiva (SSI) e do sistema de produção extensiva biológica (SEB) estudados.

Informações	SSI	SEB
Desmame	7 - 9 meses	6 - 8 meses
Taxa de substituição	12-15%	8-10%
Taxa de fecundação	100%	90%
Mortalidade dos animais	5%	2%
Transporte dos resíduos cárnicos	Camião ligeiro (7 t/gasóleo) 100 km	Camião pesado (12 t/gasóleo) 60 km
Nº vacas	45	100
Nº novilhas (6 a 24 meses)	3	-
Nº touros	1	2
Nº vitelos (8 meses)	40	88
Partos	Durantes todo o ano	Durantes todo o ano
Área coberta	800 m ²	1000 m ²
Consumo elétrico	20 kWh/ano	20 kWh/ano (Utilização de painéis fotovoltaicos)

O SSI tem um total de 89 animais (incluindo vitelos, novilhas, vacas e touros). O parto ocorre durante todo ano e cada vitelo é desmamado com 7 a 9 meses de idade. A taxa de substituição é de 12 a 15% ao ano e a mortalidade nos vitelos entre o nascimento e o desmame é de 5%. Neste sistema, a idade do primeiro parto é entre 24 e 27 meses e a idade de abate é de 7 a 9 meses para vitelos e vitelas. A dieta para cada categoria de animais é composta principalmente por feno produzido no local e alimentos concentrados. Os dejetos, para este sistema, são acumulados nos alojamentos, tratados e, posteriormente, distribuídos no campo.

A exploração do SEB é constituída por 190 animais (incluindo vitelos, novilhas, vacas e touros). As vacas ficam em pastoreio o ano inteiro. O desmame ocorre entre os 6 e 8 meses de idade, dependendo do mês de nascimento e, especialmente da disponibilidade de pastagem durante o ano. A taxa de substituição é de 8 a 10% e a mortalidade nos vitelos entre o nascimento e o desmame é de 2%. No SEB, a idade de abate é entre 6 e 8 meses para vitelos e vitelas. A alimentação animal também é produzida na própria exploração, predominantemente constituído por palha e feno, além da utilização de alimentos concentrados. No SEB, como os animais pastoreiam a maior parte do tempo, os dejetos ficam logo dispostos no campo.

Os dados do inventário fornecido pelos questionários dos produtores dos animais e a recolha de dados dos referenciais bibliográficos podem ser observados na Tabela 6. Os fluxogramas inseridos no programa GaBi 6.0 para o SSI e o SEB podem ser observados nos Anexo A e Anexo B, respetivamente.

Tabela 6 - Dados de inventário do processo de produção animal (continua).

Sistema semi-intensivo			
Produção animal (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Água	1,09 10 ⁻²	kg	Questionário
Alimento animal	2,11	kg	
Animal jovem	0,51	kg	
Energia elétrica	5,44 10 ⁻⁴	kWh	
Saídas			
Águas residuais	1,09 10 ⁻²	kg	Questionário
Animal adulto	1,50	kg	Estimado
CH ₄ (emissões orgânicas para o ar)	2,96 10 ⁻¹	kg	IPCC (2006)
COVs (emissões orgânicas para o ar)	1,40 10 ⁻²	kg	EMEP/EEA (2016)
Dejeto	2,56 10 ⁻²	kg	Agri-footprint (2015)
Fosfato (emissões inorgânicas para água)	8,11 10 ⁻²	kg	Portaria nº 259/2012
N ₂ O (emissões inorgânicas para o ar)	3,00 10 ⁻²	kg	IPCC (2006)
NH ₄ (emissões inorgânicas para o ar)	3,42 10 ⁻²	kg	EMEP/EEA (2016)
Nitrato (emissões inorgânicas para água)	2,67 10 ⁻¹	kg	Portaria nº 259/2012
NO _x (emissões inorgânicas para o ar)	4,00 10 ⁻³	kg	IPCC (2006)
Resíduos sólidos para disposição final	4,62 10 ⁻³	kg	Questionário
Sistema extensivo biológico			
Produção animal (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Água	2,37 10 ⁻²	kg	Questionário
Alimento animal	3,42	kg	Questionário
Animal jovem	0,6	kg	Questionário
Energia elétrica	2,37 10 ⁻⁴	kWh	Questionário
Saídas			
Águas residuais	2,37 10 ⁻²	kg	Questionário
Animal para abate	1,80	kg	Questionário
CH ₄ (emissões orgânicas para o ar)	2,08 10 ⁻¹	kg	IPCC (2006)

Tabela 6 - Dados de inventário do processo de produção animal (continuação).

Sistema extensivo biológico			
Produção animal (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Saídas			
COVs (emissões orgânicas para o ar)	4,45 10 ⁻²	kg	EMEP/EEA (2016)
Dejeto	2,56 10 ⁻²	kg	Agri-footprint (2015)
Fosfato (emissões inorgânicas para água)	7,82 10 ⁻²	kg	Portaria nº 259/2012
N ₂ O (emissões inorgânicas para o ar)	2,14 10 ⁻²	kg	IPCC (2006)
NH ₄ (emissões inorgânicas para o ar)	2,62 10 ⁻²	kg	EMEP/EEA (2016)
Nitrato (emissões inorgânicas para água)	1,84 10 ⁻¹	kg	Portaria nº 259/2012
NO _x (emissões inorgânicas para o ar)	4,47 10 ⁻³	kg	IPCC (2006)
Resíduos sólidos para disposição final	3,55 10 ⁻³	kg	Questionário

4.3.3 Abate de animais

Os matadouros que forneceram os dados para este estudo fazem o abate de vários tipos de animais, entre eles, bovinos, caprinos, ovinos, suínos e aves. Contudo, o estudo teve como objetivo a ACV da produção apenas da carne bovina.

O processo de abate de bovinos tem como objetivo a obtenção de carne e seus derivados para o consumo humano. Para que essa operação esteja de acordo com os padrões de qualidade, são regulamentados por uma série de normas sanitárias que asseguram a segurança alimentar e apoiam a proteção do ambiente.

As operações para obtenção de carne e seus derivados geram uma grande quantidade de resíduos e subprodutos. Assim, as principais entradas e saídas consideradas durante o processo de abate dos bovinos podem ser visualizados na Figura 14.

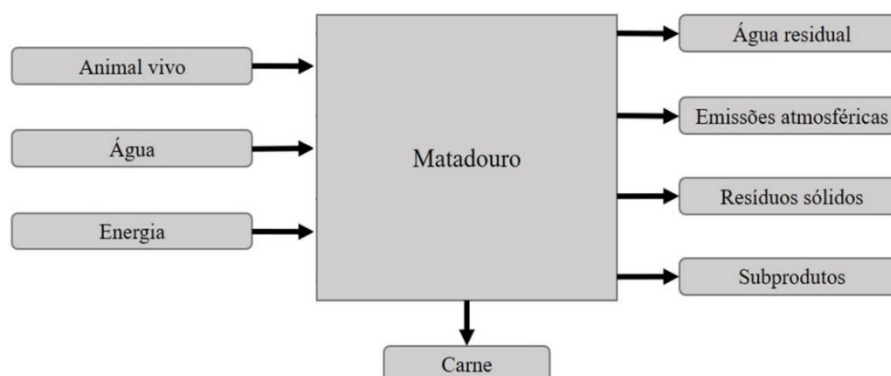


Figura 14 - Principais fluxos de entradas e saídas do processo de abate do estudo.

Para este estudo o abate da carne bovina teve por base as características de dois matadouros (Tabela 7). Além da diferença na eficiência de abate de cada unidade, os matadouros diferem entre si no tipo de combustível usado na produção de vapor de água. Um dos matadouros está equipado com caldeiras a gás natural (Mgn) e o outro matadouro com caldeiras a pellets (Mgp).

Tabela 7 - Principais características dos matadouros analisados, matadouro com caldeiras a gás natural (Mgn) e matadouro com caldeiras a pellets (Mgp).

Informações		Mgn	Mgp
Abate de bovinos	Quantidade (un.)	2.645	3.695
	Peso (kg)	575.137	815.941
	Elétrica (kWh)	86.376	65.119
Energia total utilizada	Gás natural (m ³)	12.732	-
	Gás propano (m ³)	-	2.937
	Pellets (kg)	-	35.925
Consumo de água total	(m ³)	4.505	3.500
Água residual gerada	(m ³ /kg de bovino)	0,0076	0,0043
Transporte para matadouro	km	veículo pesado (15 t/gasóleo) - 50 km	veículo pesado (17 t/gasóleo) - 70 km
Resíduos sólidos	(kg)	43.122,24	44.704,05
	% de perdas	33,5	25,4

O processo de abate para o Mgn tem um funcionamento de 28 horas de trabalho semanais, o que resulta em aproximadamente 600.000 kg de carne abatida por ano. O combustível utilizado para a caldeira no matadouro é o gás natural. O gás natural é utilizado para a produção de água quente e no cozedor de sangue do matadouro. O Mgp também possui 28 horas de trabalho por semana e tem um abate de aproximadamente 900.000 kg de carne por ano. Além dos pellets como combustível para a caldeira, o matadouro possui uma caldeira alimentada a gás propano, que é utilizado apenas no abate de suínos (chamuscagem) e como *backup* na falta de pellets.

Os dados do inventário fornecido pelos questionários dos matadouros e dos valores encontrados pelas referências podem ser observados na Tabela 8. Os fluxogramas inseridos no programa GaBi 6.0 para o Mgn e o Mgp podem ser observados nos Anexo C e Anexo D, respectivamente.

Tabela 8 - Dados de inventário do processo de produção de carne no matadouro.

Mgn			
Abate dos animais (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Água	7,59 10 ⁻³	kg	Questionário
Animal para abate	1,50	kg	Questionário
Energia elétrica	0,15	kWh	Questionário
Vapor a partir de gás natural (energia térmica)	2,52 10 ⁻¹	kWh	Questionário
Saídas			
Águas residuais	7,59 10 ⁻³	kg	Questionário
Carência química de oxigênio (emissões orgânicas para água)	3,92 10 ⁻³	kg	Mogensen <i>et al.</i> , 2016
Carne bovina	1	kg	Un. funcional
Nitrato (emissões inorgânicas para água)	6,07 10 ⁻⁴	kg	Pinto <i>et al.</i> , 2015
Resíduos sólidos	7,04 10 ⁻²	kg	Questionário
Emissões orgânicas e inorgânicas para o ar	Base de dados do <i>software</i> Gabi 6.0		
Mgp			
Abate dos animais (1 kg de carcaça)	Quantidade	Un.	Referência
Entradas			
Água	4,29 10 ⁻³	kg	Questionário
Animal para abate	1,80	kg	Questionário
Energia elétrica	0,08	kWh	Questionário
Vapor a partir de gás natural (energia térmica)	2,17 10 ⁻¹	kWh	Questionário
Saídas			
Águas residuais	4,29 10 ⁻³	kg	Questionário
Carência química de oxigênio (emissões orgânicas para água)	5,00 10 ⁻³	kg	Mogensen <i>et al.</i> , 2016
Carne bovina	1	kg	Unid. funcional
Nitrato (emissões inorgânicas para água)	3,43 10 ⁻⁴	kg	Pinto <i>et al.</i> , 2015
Resíduos sólidos	6,07 10 ⁻²	kg	Questionário
Emissões orgânicas e inorgânicas para o ar	Base de dados do <i>software</i> Gabi 6.0		

4.3.4 Produção de energia elétrica

A energia elétrica foi considerada em todo o processo da produção de carne bovina, desde a produção animal até o abate no matadouro.

O balanço de energia é calculado pela diferença entre o *output* e o *input* e permite avaliar a forma como a energia é degradada nos sistemas e também possibilita como apreciar as trocas de energia entre o sistema de produção e o ambiente, elemento importante na análise da sustentabilidade.

As entradas e as saídas dos processos de energia elétrica foram obtidas através da base de dados presentes no *software* GaBi 6.0. Para isso, foi utilizado o processo de *mix de redes de eletricidade* para Portugal, onde se inclui a energia obtida via queima de carvão, gás natural, combustíveis, biomassa, resíduos, energia hidroelétrica, fotovoltaica e eólica.

4.3.5 Transportes

Para este estudo foi considerado principalmente o transporte animal desde a instalação da produção animal até ao matadouro. Além disso, foi considerado o transporte dos resíduos sólidos até à central de incineração e o transporte do abate para a distribuição do produto final.

A Figura 15 representa um esquema geral dos fluxos de entrada e saída dos processos de transportes utilizados neste trabalho.

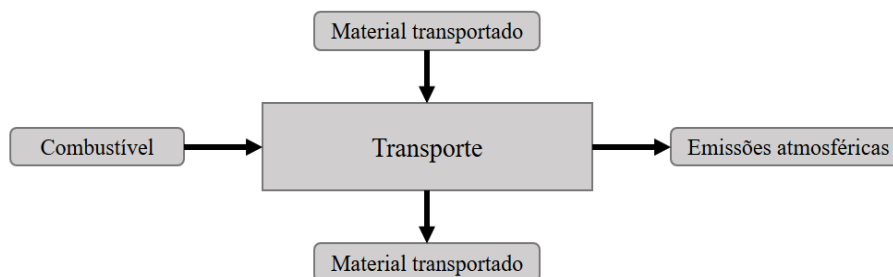


Figura 15 - Principais fluxos de entrada e saída nos processos de transporte.

Para o transporte do animal da produção até ao matadouro, considerou-se que o mesmo foi efetuado por veículos a gasóleo com capacidade de 15 toneladas. A distância total percorrida foi de 50 km para o Mgn e de 70 km para o Mgp. Além disso, os valores das distâncias percorridas dos matadouros até ao tratamento dos resíduos gerados e para a comercialização das carnes são, respetivamente, 100 km para Mgn e Mgp, e 50 km para Mgn e Mgp.

A base de dados do *software* GaBi 6.0 foi aplicada para os *inputs* e *outputs* dos transportes entre a produção animal e o matadouro, o transporte até o tratamento dos resíduos gerados e também na comercialização das carnes. Os dados foram consultados para aplicação em Portugal e/ou para a União Europeia.

4.4 Avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV)

A avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV) utiliza os resultados do inventário do ciclo de vida do produto, de forma a avaliar a importância e a abrangência dos impactes estudados através de categorias específicas de impacte ambiental e de indicadores de categoria.

Existem diversas categorias de impactes ambientais e que podem relacionar-se com as atividades de produção de carne, contudo no desenvolvimento do presente estudo foram selecionados como categoria de impacte as que se associam com o potencial de aquecimento global (PAG), o potencial de acidificação (PA), o potencial de eutrofização (PE) e o potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO). A AICV seguiu a metodologia CML 2001, proposta por Guinée *et al.* (2001) e atualizada para o ano de 2016 (CML, 2016).

4.4.1 Potencial de aquecimento global

As alterações climáticas estão relacionadas com o aumento da temperatura da superfície da Terra, causada principalmente pelas emissões de gases de efeito estufa (GEE) para a atmosfera.

Os GEE diferem na sua influência sobre o aquecimento do sistema climático global devido às suas diferentes propriedades radiativas e pelo tempo de vida na atmosfera. Estas influências no aquecimento podem ser expressas através de uma medida comum baseada no impacte ambiental causado pelo CO₂ (IPCC, 2007).

A emissão de CO₂ equivalente (CO₂-eq) é a quantidade de emissão de CO₂ que causaria o mesmo efeito negativo integrado num determinado horizonte de tempo, como uma quantidade emitida de um GEE de longa duração ou uma mistura de GEE. A emissão de CO₂-eq é obtida pela multiplicação da emissão de GEE pelo seu potencial de aquecimento global (PAG) para o horizonte de tempo dado (IPCC, 2007), conforme a Equação 2.

$$PAG = \sum PAG_{a,i} * m_i \quad (2)$$

Onde:

$PAG_{a,i}$ – PAG para a substância i integrada ao longo de um ano, a , $\text{kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ de emissão;

m_i – quantidade de substância i emitida, kg .

A Tabela 9 apresenta os valores de PAG, segundo IPCC (2014), tendo em conta os parâmetros mais relevantes para neste estudo, CO_2 , CH_4 e N_2O .

Tabela 9 - Potencial de aquecimento global (PAG) em $\text{kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$.

Parâmetros	PAG ($\text{kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$)
CO_2	1
CH_4	28
N_2O	265

Fonte: CML (2016).

4.4.2 Potencial de acidificação

As principais substâncias que são levadas em consideração na acidificação terrestre são amónia, óxidos de azoto, óxidos de enxofre, cloreto de hidrogénio, ácido fosfórico, sulfureto de hidrogénio e ácido nítrico. Essas substâncias provocam alterações químicas e podem causar impactes no solo, águas e no ar.

O fator que caracteriza essa acidificação é chamado de potencial de acidificação (PA) que é calculado pela Equação 3. O PA é apresentado como indicador de $\text{kg SO}_2\text{-eq}$ (Guinée *et al.*, 2001).

$$PA = \sum PA_i * m_i \quad (3)$$

Onde:

PA_i – Potencial de acidificação para uma substância i emitida na atmosfera em $\text{kg SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ de emissão;

m_i – emissão da substância i para a atmosfera em kg.

A Tabela 10 mostra o fator do PA médio para a caracterização da acidificação relativo a emissões para a atmosfera.

Tabela 10 - Valores médios de potencial de acidificação (PA) para as principais substâncias.

Substância	PA (kg SO₂-eq kg⁻¹)
Amônia	1,6
Óxidos de azoto	0,5
Óxidos de enxofre	1,2

Fonte: CML (2016).

4.4.3 Potencial de eutrofização

O processo de eutrofização é causado pelo aumento significativo dos níveis de nutrientes, em particular para o fósforo e o azoto. O aumento de nutrientes primários geralmente leva a um grande desenvolvimento de populações de algas. Essas algas em excesso podem causar o aumento da matéria orgânica no meio (García-Nieto *et al.*, 2016).

O fator que identifica a eutrofização é chamado de potencial de eutrofização (PE) e é expresso em kg PO₄⁻³-eq. A Equação 4 descreve o comportamento do PE.

$$PE = \sum PE_i * m_i \quad (4)$$

Onde:

PE_i – Potencial eutrofização para uma substância i emitida em kg PO₄⁻³-eq kg⁻¹ de emissão;

m_i – emissão da substância i para a atmosfera em kg.

A Tabela 11 mostra alguns fatores genéricos que são caracterizados pela eutrofização relativos as emissões para o ar, água e solo.

Tabela 11 - Fatores de potencial de eutrofização (PE) genéricos para a caracterização eutrofização emitidos para o ar, a água e o solo.

Substância	PE (kg PO₄⁻³-eq kg⁻¹)
Ácido fosfórico	0,97
Ácido nítrico	0,10
Amônia	0,35
Azoto	0,42
Carência química de oxigênio	0,022
Fosfato	1,00
Fósforo	3,06
Nitrato	0,10
Óxido de fósforo	1,34
Óxidos de azoto	0,13

Fonte: CML (2016).

4.4.4 Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico

O potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO) é um indicador do *smog* de verão ou fotoquímico. Este fenômeno tem tendência a ocorrer em áreas com forte insolação, com propensão para inversões da temperatura do ar, com emissões elevadas de hidrocarbonetos e de óxidos de azoto para a atmosfera, proveniente, principalmente, de emissões automóveis e indústrias. O PFCO é uma medida para verificação da ocorrência deste impacto ambiental por compostos orgânicos voláteis que produzem ozono, sendo o valor estimado expresso em etileno equivalente (kg C₂H₄-eq) (Guinée *et al.*, 2001).

Os foto-oxidantes, como o ozono, podem ser formados na troposfera sob a influência da luz ultravioleta (UV), através da oxidação fotoquímica de compostos orgânicos voláteis (COV) e monóxido de carbono (CO) na presença de óxidos de azoto (NO_x). O PFCO é a combinação dos três fatores essenciais (radiação UV, COV reativos, CO e NO_x reativos), o que constitui um problema ambiental real e uma ameaça para a saúde humana e para o ambiente (Labouze *et al.*, 2004; Mellouki *et al.*, 2015). A Equação 5 representa como o PFCO é descrito.

$$PFCO = \sum PFCO_i * m_i \quad (5)$$

Onde:

$PFCO_i$ – Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico para uma substância i emitida em $kg\ C_2H_4\text{-eq}\ kg^{-1}$ de emissão;

m_i – emissão da substância i para a atmosfera em kg .

Algumas das principais substâncias e seus fatores que contribuem para o PFCO são apresentados na Tabela 12, em $kg\ C_2H_4\text{-eq}\ kg^{-1}$.

Tabela 12 - Principais substâncias e seus respectivos fatores de PFCO, expressos em $kg\ C_2H_4\text{-eq}\ kg^{-1}$.

Substância	PFCO ($kg\ C_2H_4\text{-eq}\ kg^{-1}$)
CH ₄	0,006
CO	0,027
COV	0,364
NO _x	0,028
SO ₂	0,048

Fonte: CML (2016).

4.4.5 Normalização dos resultados da AICV

A normalização expressa o total de impacte ambiental (e.g. mudanças climáticas, eutrofização, acidificação) que ocorre numa determinada região para um certo período de tempo (Benini *et al.*, 2014). Esse fator foi expresso por uma equação genérica (Equação 6), proposta por Pennington *et al.* (2004).

$$N_k = \frac{S_k}{R_k} \quad (6)$$

Onde:

k – é a categoria de impacte;

N – é o indicador normalizado;

S – é o indicador de categoria da fase de caracterização; e

R – é o valor de referência.

A normalização da avaliação de impacto ambiental foi realizada com os fatores de normalização com base nas categorias de impacto da metodologia CML 2001 (Guinée *et al.*, 2001) atualizada para o ano de 2016 (CML, 2016) e na unidade territorial EU25+3 (referindo-se aos 25 países da União Europeia em 2006, com a Islândia, a Noruega e a Suíça). Os fatores foram retirados no *software* GaBi 6.0 e estão presentes na Tabela 13.

Tabela 13 - Fatores de normalização dos resultados de AICV do CML 2001 para regionalização da União Europeia.

Categoria de impacto	Valor de referência	Unidade
Potencial de aquecimento global (PAG)	5,22 10 ¹²	kg CO ₂ -eq
Potencial de acidificação (PA)	1,68 10 ¹⁰	kg SO ₂ -eq
Potencial de eutrofização (PE)	1,85 10 ¹⁰	kg PO ₄ ⁻³ -eq
Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO)	1,73 10 ⁹	kg C ₂ H ₄ -eq

Fonte: CML (2016).

Assim, os valores após a normalização são expressos em unidade de região equivalente, que é a contribuição média por pessoa para uma categoria de impacto devido às atividades da sociedade em uma determinada região e ano (Jolliet *et al.*, 2003a).

4.5 Interpretação dos resultados e oportunidades de melhorias (IRCV)

Esta é a fase final da ACV, onde os resultados anteriores são analisados e levados em consideração o objetivo e o âmbito do estudo, de forma a retirar conclusões e recomendações futuras.

Com os resultados da ACV do ciclo da produção de carne bovina foi possível investigar os inventários de dados dispostos e a avaliação dos impactes ambientais. Assim, conseguiu-se investigar qual das etapas é potencialmente a mais impactante para o ambiente. Além disso, foi possível identificar as principais diferenças entre os sistemas produtivos semi-intensivo e extensivo biológico e o matadouro que pode ocasionar maiores quantidades de poluição entre um matadouro com caldeiras a gás natural e o outro com caldeiras a pellets. Depois da identificação dos impactes e da sua

localização, foram propostas algumas oportunidades de melhoria para aperfeiçoar a eficiência da produção e diminuir o nível de poluição libertada para o ambiente.

Nesta fase ainda, além dos impactes ambientais, outros fatores também podem ser levados em consideração como argumentos técnicos e/ou económicos para avaliar as possibilidades de desenvolver um determinado processo.

5 Resultados e discussão

Neste capítulo serão apresentados e discutidos os principais resultados deste estudo. Assim, tendo presente a revisão bibliográfica e com base nos dados recolhidos, nomeadamente os *inputs* e os *outputs*, procurou-se analisar os principais impactes ambientais da cadeia produtiva de carne bovina do nordeste de Portugal usando uma abordagem de ACV.

5.1 Potencial de aquecimento global

5.1.1 Produção animal

A emissão de gases de efeito estufa (GEE) resultante de um sistema semi-intensivo (SSI) e de um sistema extensivo biológico (SEB) de produção animal, são mostrados na Figura 16. As emissões de GEE são expressas em equivalentes de CO₂ (kg CO₂-eq) por unidade funcional (1 kg de carcaça de bovino). No cálculo das emissões relativas à etapa da produção animal foi também considerado o contributo associado à produção das pastagens naturais e alimentação concentrada para o SSI e SEB.

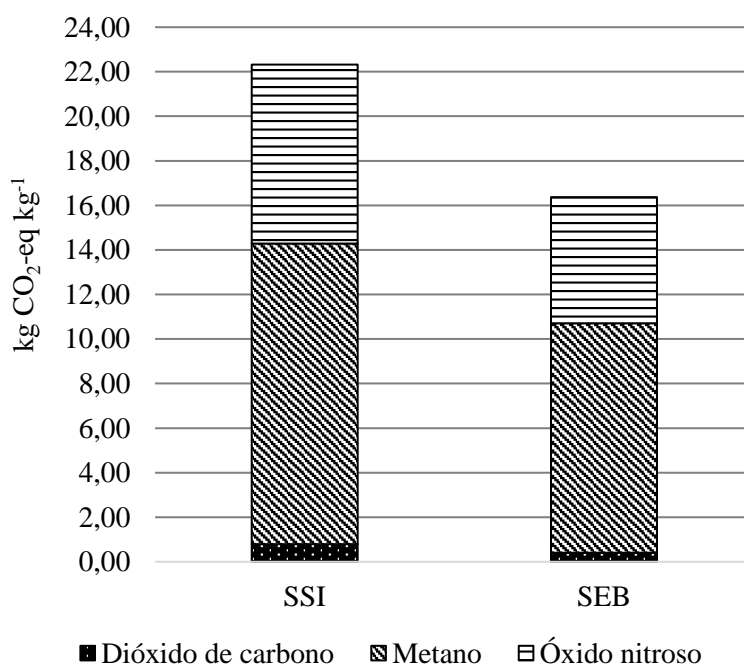


Figura 16 - Emissões de GEE para os sistemas SSI e SEB de produção animal, expressos em kg CO₂-eq kg⁻¹ de unidade funcional.

Nota: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

Segundo estudos de Leip *et al.* (2010), as emissões médias de GEE resultantes da produção dos ruminantes na União Europeia, incluindo a produção de alimentos, é de aproximadamente de 20-23 kgCO₂-eq por kg de carne. Sendo que, a média é de 22,2 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a produção de carne bovina e de 20,3 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a produção de carne ovina e caprina. Para a suinicultura e avicultura os valores médios são de 7,5 kg CO₂-eq kg⁻¹ e 4,9 kg CO₂-eq kg⁻¹, respetivamente. As emissões mais elevadas de GEE reportadas para os ruminantes face aos apontados na literatura para suínos e aves deve-se, sobretudo, ao maior contributo dos gases CH₄ e N₂O. Essas diferenças das emissões entre as distintas produções animais podem estar associadas a um processo de digestão mais eficiente e à ausência de fermentação entérica nos suínos e nas aves.

Os valores obtidos para a avaliação do PAG referente ao SSI estão próximos dos estimados em estudos de Lupo *et al.* (2013), que obtiveram valores de 23,0 kg CO₂-eq kg⁻¹ para os EUA, de Ruviano *et al.* (2014) com estimativas de 23,4 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a produção de bovinos no Brasil e Mogensen *et al.* (2015) com valores de 23,1 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a Dinamarca e 25,4 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a Suécia. Nguyen *et al.* (2010) reportam valores compreendidos entre 16,0 e 27,3 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a União Europeia.

Contudo, os estudos de ACV sobre sistemas de produção de carne bovina mostram uma grande variabilidade para a magnitude deste indicador (Nguyen *et al.*, 2012). Outros autores encontraram valores diferentes para o mesmo sistema produtivo: Ogino *et al.* (2016) estudaram a produção semi-intensiva de bovinos na Tailândia e obtiveram valores para as emissões de GEE de 14,0 kg CO₂-eq kg⁻¹; e Edwards-Jones *et al.* (2009) apresentaram valores de 47,6 kg CO₂-eq kg⁻¹, para sistemas do Reino Unido. Estas diferenças podem estar associadas às características de produção específicas de cada país, como também às incertezas associadas aos *inputs* e/ou *outputs* de cada sistema.

Com a necessidade de promover a produção ambientalmente sustentável, a produção animal biológica aparece como uma alternativa. Os estudos efetuados por Haas *et al.* (2001), na Alemanha, e por Wood *et al.* (2006), na Austrália, concluíram que uma transição para a produção biológica ou orgânica poderia ser uma forma viável de reduzir o uso de energia e as emissões de GEE.

Também em relação ao SEB, as emissões de GEE estimadas neste estudo estão de acordo com Casey e Holden (2006b) que, com o objetivo de analisar diferentes

produções de animais, obtiveram emissões de 13,8 kg CO₂-eq kg⁻¹. Além disso, os autores discutem que as diferentes produções de bovinos podem diminuir as emissões de GEE, porém isso não deve afetar a produção de carne, procurando-se encontrar o equilíbrio entre a produção e a proteção do ambiente. Outros autores que também relataram valores próximos de emissões de GEE para o SEB são Peters *et al.* (2010) para a Austrália com 17,5 kg CO₂-eq kg⁻¹, Williams *et al.* (2006) com 18,2 kg CO₂-eq kg⁻¹ para o Reino Unido e Alig *et al.* (2012) com 14,8 kg CO₂-eq kg⁻¹ para a Suíça.

Na Figura 17 são mostradas as principais contribuições dos sistemas SSI e SEB para as emissões dos GEE.

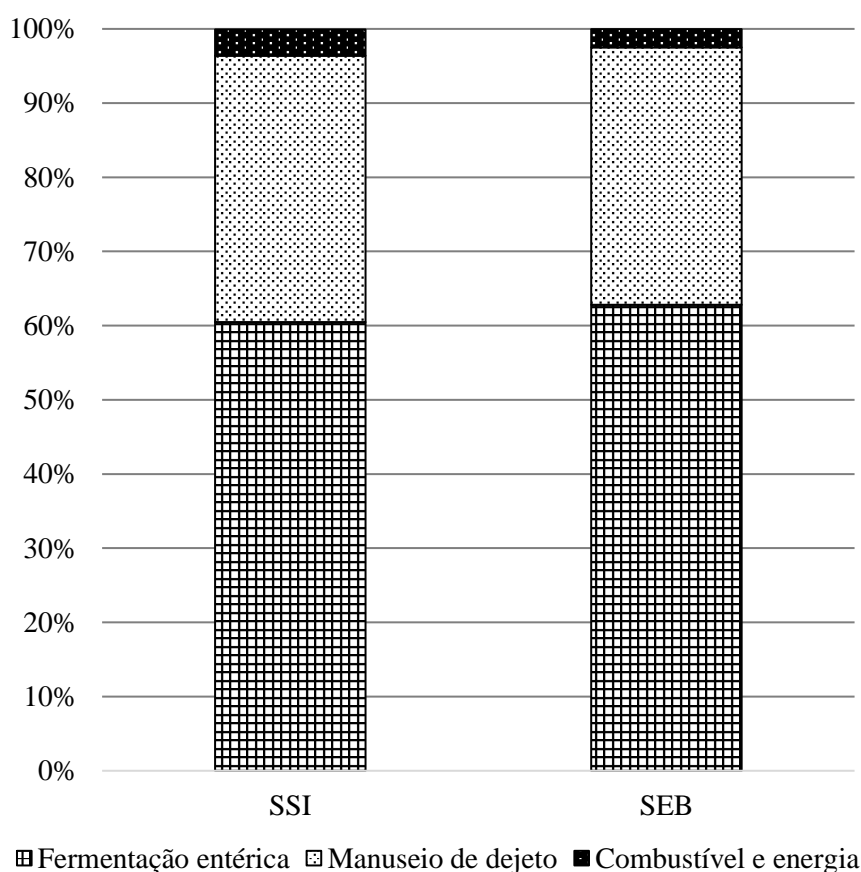


Figura 17 - Contribuição percentual para a emissão dos GEE dos principais processos envolvidos na produção animal dos sistemas semi-intensivo (SSI) e biológica (SEB).
 Nota: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

O CH₄ proveniente do processo de fermentação entérica representa 60,5% e 62,8% das emissões totais de GEE para o SSI e SEB, respectivamente. Estes resultados são consistentes com outras análises que colocam a fermentação entérica com um peso de 40-70% das emissões totais de GEE (Vergé *et al.*, 2008). Ainda assim, quanto se

analisa os valores de emissões absolutas referente ao CH₄ observa-se que no SSI ocorrem potencialmente emissões superiores (13,5 kg CO₂-eq kg⁻¹) às que sucedem no SEB (10,3 kg CO₂-eq kg⁻¹). Além disso, Salvador *et al.* (2016) estimaram contribuições de CH₄ entérico de 52% para o SEB e de 48,6% para o SSI, em estudos de avaliação de impacto ambiental de produções biológicas e convencionais de pequena escala em áreas de montanha. Proporções similares foram obtidas em estudos desenvolvidos por Meier *et al.* (2015) em que nos sistemas SEB a contribuição do CH₄ entérico para as emissões GEE foi de 55% e no SSI de 50%.

O óxido nitroso (N₂O) emanado a partir do manuseio de dejetos representou 35,9% (SSI) e 34,7% (SEB) das emissões totais. Os valores encontrados para este trabalho encontram-se no limite superior do intervalo apresentado em Cerri *et al.* (2016), que reportaram uma contribuição de N₂O para GEE entre 19-33%. A composição da alimentação dos animais nas diferentes variedades de exploração pode afetar o fluxo de N₂O emitido para a atmosfera. Em particular, o teor de proteína consumido influencia a digestão de azoto e as quantidades que são excretadas nos dejetos dos animais (Buratti *et al.*, 2017).

As emissões resultantes do uso de combustíveis e de energia elétrica, que são maioritariamente de CO₂, apresentam baixas contribuições, 3,5% no SSI e 2,5% no SEB. Wiedemann *et al.* (2015), com o objetivo de quantificar a tendência de emissões de GEE na indústria australiana de bovinos de corte, foram estimadas contribuições de dióxido de carbono de 3-5% a partir dos combustíveis fósseis e da energia elétrica utilizada. Parece ser evidente que as emissões diretas e indiretas de CO₂, com origem no uso de combustíveis e de energia elétrica, representam uma parcela relativamente pequena da pegada de carbono da cadeia produtiva de carne bovina (Kissinger e Dickler, 2016). O transporte e o tratamento dos resíduos cárnicos por incineração surgem também como processos pouco relevantes para esta categoria de impacto ambiental (Cederberg *et al.*, 2009).

Em suma, os resultados sugerem que a carne bovina produzida a partir do SSI (22,3 kg CO₂-eq kg⁻¹) é mais intensiva em GEE do que a carne bovina produzida nos SEB (16,3 kg CO₂-eq kg⁻¹). Pesquisas anteriores mostraram que dietas de maior qualidade e com altas taxas de crescimento reduzem as emissões de metano dos ruminantes e de óxido nitroso do estrume, as quais são componentes maioritárias das emissões de GEE do ciclo de vida da produção de carne (Phetteplace *et al.*, 2001; Beauchemin *et al.*, 2010).

Hyslop (2008) realizou simulações para o Reino Unido com intuito de reduzir a emissão de GEE e concluiu que os sistemas de acabamento de curta duração, mais ligados a uma maior produção que utilizam eficazmente alimentos para animais de consumo, podem reduzir substancialmente as emissões de GEE. O desenvolvimento de técnicas de manejo dos sistemas produtivos e o aumento da qualidade na alimentação dos animais poderiam reduzir as emissões entéricas de metano em até 22% (DeRamus *et al.*, 2003).

Além disso, pode haver diminuições substanciais das emissões de GEE na produção animal através da seleção genética, seleção e manejo de forragem, inibição de metano e manejo animal (Wittenberg, 2008). Uma solução para reduzir essas percentagens de emissão de GEE é a melhoria na produção e intensificação da pastagem para diminuir o tempo de engorda necessária do animal para o abate e, conseqüentemente, as emissões de GEE (White *et al.*, 2014).

5.1.2 Abate de animais

A Figura 18 representa as emissões diretas e indiretas de GEE nos matadouros com caldeiras a gás natural (Mgn) e com caldeiras a pellets (Mgp). Além do processo de abate, o uso de energia, o transporte (do resíduo produzido para o incinerador e da carne abatida para a distribuição) e o tratamento por incineração dos resíduos cárnicos produzidos nos matadouros foram incluídos como fontes de GEE. Os matadouros obtiveram emissões de 0,233 kg CO₂-eq kg⁻¹ para o Mgn e de 0,285 kg CO₂-eq kg⁻¹ para o Mgp.

Os pellets usados como combustíveis de biomassa, geralmente, são considerados como neutro em relação ao carbono devido à produção da madeira e pelo acúmulo de CO₂ para o seu crescimento (Sjølie e Solberg, 2011; Zanchi *et al.*, 2012; Röder *et al.*, 2015). Neste estudo, as emissões de GEE foram consideradas sem e com a neutralização do carbono (C neutro) devido à fronteira do sistema da ACV, onde pode-se considerar ou não as produções a montante da produção de pellets.

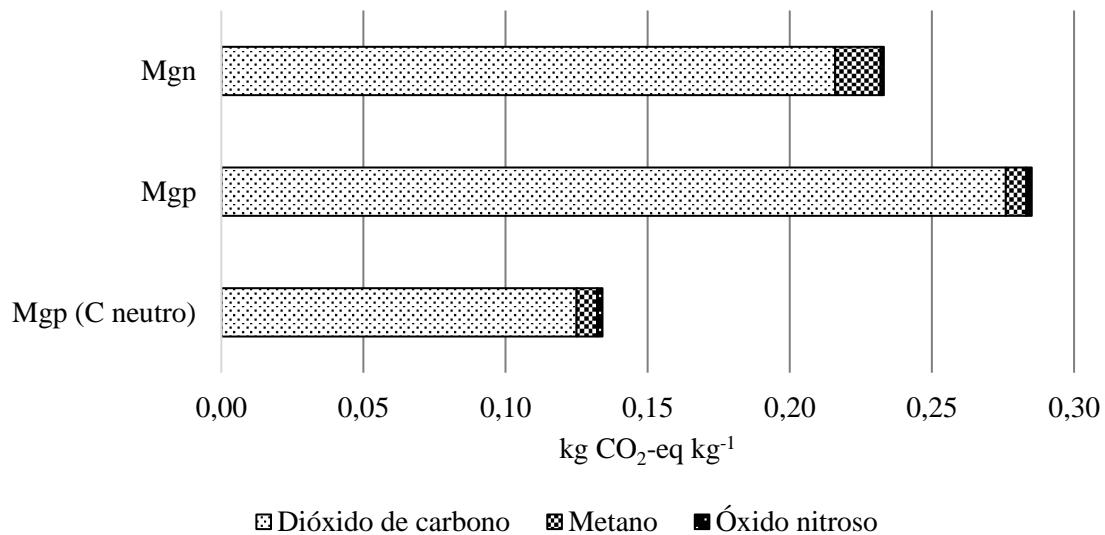


Figura 18 - Emissões de GEE decorrentes dos processos associados aos matadouros com caldeira a gás natural (Mgn) e com caldeira a pellets (Mgp/Mgp (C neutro)).
Nota: Mgn - matadouro com caldeira a gás natural; Mgp - matadouro com caldeira a pellets.

Mogensen *et al.* (2016) estimaram emissões de GEE em todo o sistema produtivo de carne bovina, desde produção do alimento até ao abate, de 19 kg CO₂-eq kg⁻¹, sendo que 0,2 kg CO₂-eq kg⁻¹ foi atribuído aos processos do matadouro. Neste mesmo sentido, Desjardins *et al.* (2012) reportaram que as emissões de GEE associadas ao transporte para as operações de matadouro e abate foram de 0,18 kg CO₂-eq kg⁻¹, ou cerca de 2% das emissões de GEE da produção animal. Estes resultados mostram que a intensidade do impacte ambiental relacionado com as emissões de GEE nos matadouros é inferior quando comparada com os processos da produção animal.

Considerando-se a queima de pellets da caldeira do Mgp como neutra em relação ao carbono, as contribuições e emissões para o PAG foram menores que comparada com o Mgn. Para este estudo, os valores totais de emissões de GEE foram reduzidos em 53% pela neutralização do carbono na caldeira a pellets (de 0,285 kg CO₂-eq kg⁻¹ para 0,134 kg CO₂-eq kg⁻¹).

As contribuições por fonte para as emissões de GEE do processo de abate podem ser observadas na Figura 19. De um modo geral constata-se que o uso de *inputs* como calor e eletricidade, em particular, são os maiores contribuidores (Mgn com 75,00% e Mgp com 77,50%), seguidos pela incineração dos resíduos cárnicos (Mgn com 20,50% e Mgp com 16,60%) e do transporte (4,50% para Mgn e 5,90% para Mgp). Estes resultados estão de acordo com estudos de Mogensen *et al.* (2016) que analisaram diferentes sistemas de produção de carne bovina, com especial enfoque na fase de abate.

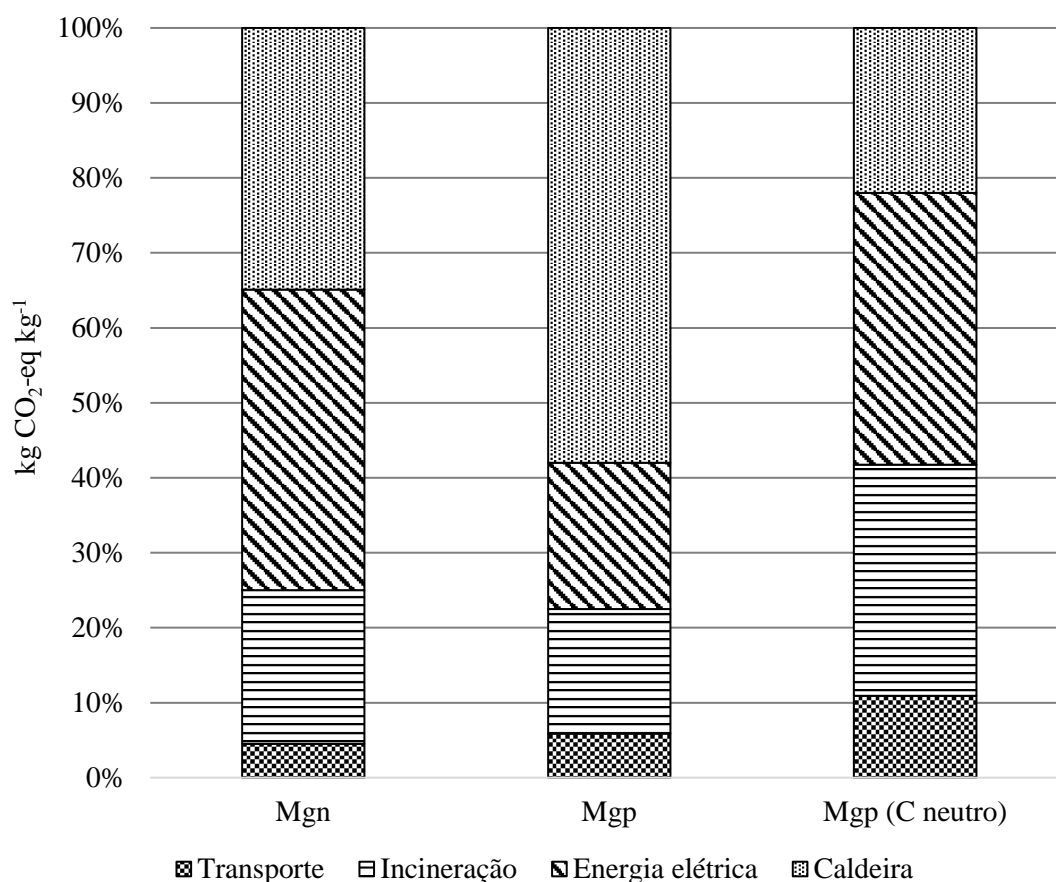


Figura 19 - Contribuição percentual de cada uma das fontes associadas aos matadouros (Mgn e Mgp/Mgp(C neutro)) para as emissões de GEE.

Nota: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp - matadouro com caldeira a pellets.

Pode perceber-se a diferença na eficiência de processamento de carne de cada matadouro (Figura 19). O Mgp apresenta um consumo específico de energia menor do que o Mgn. A quantidade de emissões de GEE do processo de tratamento de resíduos cárnicos produzidos é também um indicador de eficiência do processo de abate. Já que indiretamente, identifica a quantidade de resíduos que são direcionados para a incineração. Sendo que, quanto menor as perdas durante o processo de abate, maior a quantidade de carne disponível para comercialização.

Outro dado de destaque é a contribuição das emissões das caldeiras, em que se observa que o Mgp teve uma maior emissão de GEE (58,00%) do que o Mgn (34,90%) (Figura 19). A combustão de caldeira utilizando o gás natural como combustível proporciona um melhor rendimento energético, gera menor quantidade de resíduos para a atmosfera e, conseqüentemente, conduz a uma melhoria da qualidade do ar (Moreira,

2012). Porém, quando se analisa o Mgp (C neutro), a caldeira diminui a sua contribuição para 22%, menor que o Mgn.

5.2 Potencial de acidificação

5.2.1 Produção animal

Em relação ao potencial de acidificação (PA), a Tabela 14 indica os resultados obtidos para os sistemas de produção animal em estudo. Os valores de PA foram expressos em gramas de dióxido de enxofre equivalente por kg de UF ($\text{g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$).

Tabela 14 - Potencial de acidificação expresso em $\text{g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ para os sistemas SSI e SEB e contribuição individualizada de cada poluente.

Poluente	SSI ¹ ($\text{g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$)	SEB ¹ ($\text{g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$)
Amónia	167,0	70,4
Óxidos de azoto	0,2	0,1
Dióxido de enxofre	0,6	1,4
Outros ²	0,2	0,03
Total	168,0	71,9

Nota¹: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

Nota²: Cloreto de hidrogénio, ácido fosfórico, sulfureto de hidrogénio e ácido nítrico.

Para o SSI obteve-se um PA de $168,0 \text{ g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$. Num estudo realizado por Lupo *et al.* (2013), com vista a desenvolver um modelo de ACV para estimar os impactes ambientais associados a quatro sistemas diferentes de produção de carne bovina norte-americana, obtiveram valores para um sistema semi-intensivo de $165 \text{ g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$. Em estudos realizados na UE, encontraram valores de PA compreendidos entre 101 e $210 \text{ g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ (Nguyen *et al.* 2010). Em França, os valores obtidos para o PA também ficaram próximos aos estimados no presente estudo, com valores de aproximadamente $170 \text{ g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$ (Nguyen *et al.*, 2012).

Por outro lado, para o SEB o valor estimado de PA foi de $71,9 \text{ g SO}_2\text{-eq kg}^{-1}$, menos de metade do valor obtido no sistema SSI. O PA associado à produção de carne bovina em sistemas orgânicos ou convencionais com elevadas idades de abate é substancialmente maior do que em sistemas que obtêm o peso ideal para abate em

menor tempo (Williams *et al.*, 2006; Nguyen *et al.*, 2010). Há vários fatores que justificam isso, entre eles: (i) a vida útil mais longa para produzir um kg de carne de bovino requer mais alimentação e manutenção do solo e, portanto, proporciona maior lixiviação dos poluentes e emissões gasosas; (ii) a maior produção de estrume por kg de carne bovina nos sistemas em que a idade do abate é mais elevada, aumenta a taxa de perdas de azoto e amónia. Williams *et al.* (2006) compararam perdas de amoníaco para novilhos com idade de abate de 22 a 24 meses e novilhos de 18 a 20 meses e constataram que no primeiro caso as perdas são superiores num fator de dois. Esses resultados também podem ser explicados pela forma como a modelação dos fluxos e emissões de azoto e amónia são feitas nos estudos, visto que as emissões destes constituintes dependem do tempo de abate dos animais.

Comparativamente, o SSI apresenta um PA (168 g SO₂-eq kg⁻¹) mais elevado do que o PA do SEB (71,9 g SO₂-eq kg⁻¹). Essa diferença pode estar associada às emissões de poluentes ácidos derivados de alimentos e às maiores emissões de amónia (NH₃) dos dejetos (Ogino *et al.*, 2016). Os principais poluentes acidificantes da pecuária são o NH₃ e o dióxido de enxofre (SO₂) (Seppälä *et al.*, 2006). Os poluentes acidificantes afetam o solo, as águas superficiais e subterrâneas, organismos biológicos e outros materiais, por exemplo, causando mortalidade de peixes, declínio da floresta e erosão de edifícios (Webb *et al.*, 2006).

Os fatores de emissão de NH₃ relacionados com os dejetos foram maiores para o sistema SSI devido ao seu armazenamento nos locais de abrigo dos animais, o que foi refletido pelo maior PA no SSI em comparação com o SEB. Por outro lado, apesar da maior contribuição dos dejetos bovinos, o lançamento direto no solo pode resultar num menor PA (e aquecimento global, as necessidades energéticas, o uso do solo e a eutrofização) do que a aplicação de fertilizantes sintéticos (Dolman *et al.*, 2014).

A agricultura, em particular a produção pecuária, representa cerca de 83,2% das emissões de amónia na EU-28 (Eurostat, 2016). A produção animal foi a maior contribuidora para o PA tanto para o SSI como também para o SEB (96,50% e 97,90%, respetivamente) (Tabela 15). Esses valores são devidos, principalmente, às emissões provenientes dos dejetos e à elevada quantidade de gases libertadas pela fermentação entérica (Salvador *et al.*, 2016). Assim, pode perceber-se que o NH₃ é um dos maiores contribuidores para o PA nas produções bovinas para abate (Tabela 14).

Tabela 15 - Principais contribuições, em percentagem, para o PA dos sistemas de produção animal em estudo (SSI e SEB).

Principais contribuições	SSI ¹ (%)	SEB ¹ (%)
Produção animal	96,50	97,90
Produção de alimento	3,10	0,11
Produção de fertilizante	0,38	1,94
Outros ²	0,02	0,05

Nota¹: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

Nota²: Transporte, produção de energia elétrica e tratamento dos resíduos cárnicos por incineração.

Os processos de produção de alimentos para os animais e a produção de fertilizantes apresentaram uma baixa contribuição para o indicador PA em relação ao total da produção animal, tanto para o SSI quanto para o SEB (Tabela 15).

5.2.2 Abate de animais

Os valores de PA estimados para os matadouros Mgn e Mgp foram de 0,32 e 0,37 g SO₂-eq kg⁻¹, respetivamente (Figura 20).

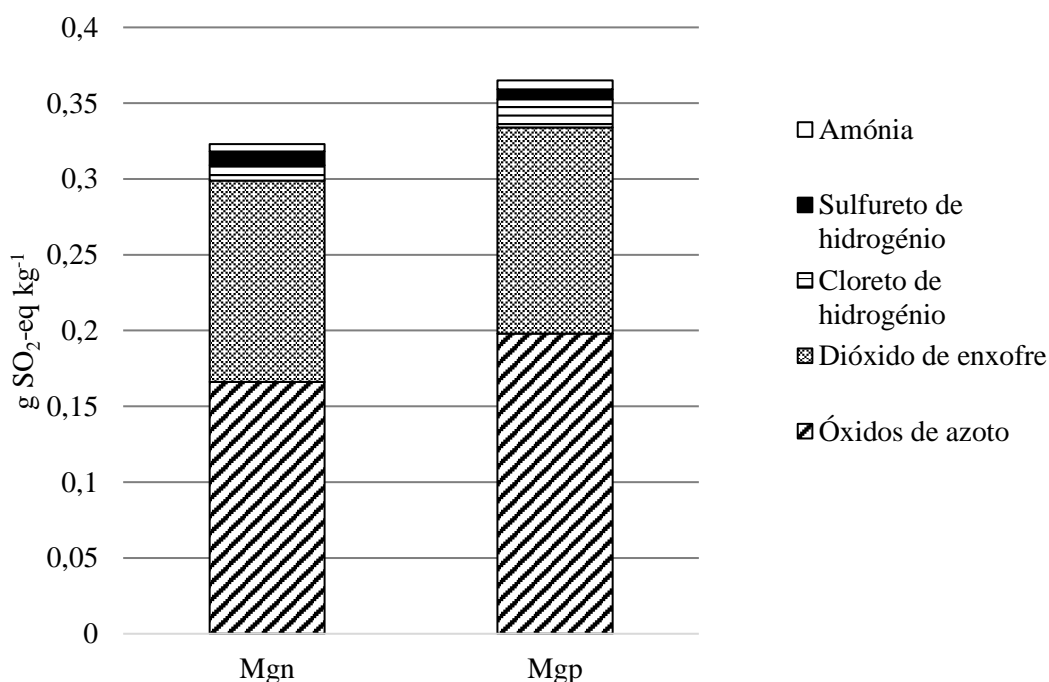


Figura 20 - Potencial de acidificação expresso em g SO₂-eq kg⁻¹ para os matadouros Mgn e Mgp, incluindo a contribuição de cada poluente.

Nota: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

O PA foi 16% maior para o Mgp do que para o Mgn. As principais diferenças expressas em termos quantitativos foram: para óxidos de azoto, com 0,166 g SO₂-eq kg⁻¹ para Mgn e 0,198 g SO₂-eq kg⁻¹ para Mgp, e para o cloreto de hidrogénio, com 0,01 g SO₂-eq kg⁻¹ para Mgn e 0,0185 g SO₂-eq kg⁻¹ para Mgp (Figura 20).

Os poluentes com maiores contributos para o PA, quer para o Mgn, quer para o Mgp, foram os óxidos de azoto (NO_x) e o dióxido de enxofre (SO₂). Para Mgn, os NO_x e SO₂ representaram cerca de 92,50% do total do PA, já em relação ao Mgp, o peso destes mesmos poluentes representaram 91,50% (Figura 20). A emissão de azoto e enxofre para a atmosfera levam à formação de ácido nítrico e ácido sulfúrico, respetivamente. O destino de muitos desses ácidos presentes na atmosfera são os ecossistemas terrestres e aquáticos, reduzindo o pH dos solos e das águas (Guerreiro *et al.*, 2016). A EEA (2014) estimou que 7% da área total do ecossistema da EU-28 e 5% da área natural estavam em risco de acidificação em 2020.

As principais fontes antropogénicas de emissão de SO₂ são a queima de combustíveis fósseis e as atividades industriais. Além disso, a queima de biomassa também tem sido considerada como uma importante fonte de emissão de enxofre atmosférico em regiões continentais (Martins e Andrade, 2002). O SO₂ é um gás perigoso para a saúde e contribui para a formação de aerossol fino que pode penetrar nas vias respiratórias inferiores do Homem, podendo ser absorvidas pelo fluxo sanguíneo. Este gás também contribui para a formação de chuva ácida, que prejudica as florestas e as culturas e acidifica lagos (Rokni *et al.*, 2016).

Relativamente aos óxidos de azoto (NO_x) (óxido nítrico (NO) e dióxido de azoto (NO₂)), o NO pode ser emitido por fontes móveis ou por fontes estacionárias, enquanto o NO₂, apesar de poder ser emitido em pequenas quantidades pelas mesmas fontes de NO, é maioritariamente um componente formado na atmosfera por reações químicas e fotoquímicas (poluente secundário) (Martins e Andrade, 2002). Os NO_x também são gases perigosos para a saúde, causam poluição fotoquímica e contribuem para a chuva ácida (Guerreiro *et al.*, 2016).

As divergências nos valores de PA podem estar relacionadas com o tipo de combustível da caldeira e com a eficiência de utilização da energia elétrica. A Figura 21 evidencia as principais contribuições para o PA dos matadouros Mgn e Mgp. Observa-se que a contribuição da energia elétrica para o PA foi menor no Mgp (21,90%) do que no Mgn (43,10%), isto porque, com as características deste matadouro (Tabela 7), há

uma maior produção de carne abatida com um menor consumo de energia elétrica (matadouro com um consumo específico de energia elétrica mais elevado). Porém, a situação inverte-se relativamente ao consumo de energia térmica, que é superior no Mgp (Mgp = 41,00%; Mgn = 23,00%).

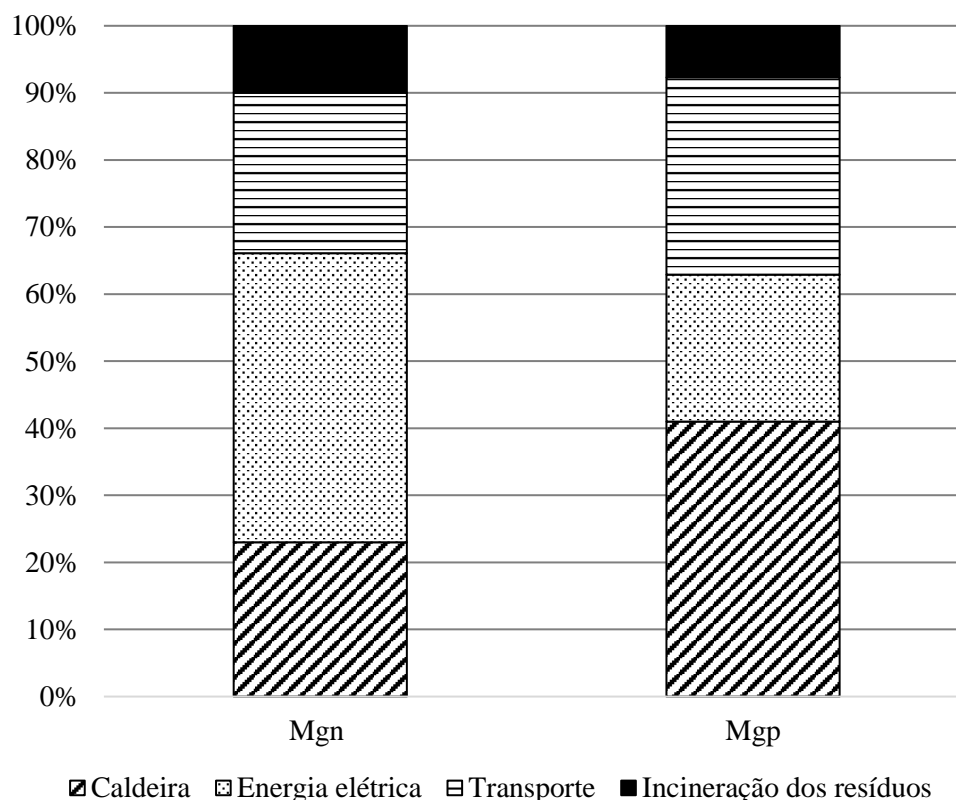


Figura 21 - Contribuição, em percentagem, dos principais processos envolvidos no abate de animais para o PA.

Nota: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

As emissões de SO₂ em Portugal totalizaram 50,3 kt em 2015. As emissões dos setores da energia e da indústria contribuíram com 87% para o total das emissões nacionais deste poluente. Além disso, o setor dos transportes contribuiu com 12% das emissões totais. No mesmo sentido, o total de emissão de NO₂ em 2015 foi de 181,1 kt. As emissões de NO₂ em Portugal provêm, sobretudo, do setor dos transportes (56%), da indústria (23%) e da energia (13%) (Silva *et al.*, 2017). Assim, devido às emissões de SO₂ e NO₂, observou-se que o transporte e a energia elétrica consumida foram os maiores contribuidores nos matadouros para o PA (Figura 21).

A contribuição da incineração dos resíduos cárnicos para o PA foi estimada em 10,00% para o Mgn e 7,70% para o Mgp. Com a queima dos resíduos sólidos, uma parte desses resíduos é transformada em gases. Estes gases podem atingir uma

temperatura tal que os compostos orgânicos existentes podem quebrar as suas ligações, separando-se nos seus constituintes elementares. Os gases que podem ser libertados pela incineração dos resíduos e que contribuem para o PA são o CO₂, o CO, o HCl, o HF, as partículas, os metais pesados, os COV, o SO₂ e o NO_x (European Commission, 2006). As emissões mais elevadas estimadas para o Mgn foram atribuídas à maior quantidade específica de resíduos cárnicos gerados, em comparação com o que se verificou no Mgp.

5.3 Potencial de eutrofização

5.3.1 Produção animal

Para o potencial de eutrofização (PE) dos sistemas produtivos de carne bovina, os valores considerados para os sistemas SSI e SEB estão apresentados na Tabela 16. Destaca-se a contribuição que a produção animal teve para a categoria de impacte PE, representando mais de 96% do total do impacte ambiental, tanto para SSI como para SEB (Tabela 16). Para Huerta *et al.* (2016), a produção animal também foi a maior contribuidora para o PE, ainda assim, os autores atribuíram essa quantidade às emissões provenientes do manuseio dos dejetos dos animais.

Tabela 16 - Potencial de eutrofização expresso em g PO₄-eq kg⁻¹ de unidade funcional, para a produção animal do SSI e SEB.

g PO ₄ -eq kg ⁻¹	Produção de alimento	Produção animal	Transporte	Energia elétrica	Tratamento de resíduo	Total
SSI	3,23	151	0,00009445	0,0000676	0,000411	154
SEB	4,65	118	0,00004358	0,00000197	0,0000316	123

Nota: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

O PE mais elevado foi obtido para a produção de carne bovina no SSI, com 154 g PO₄-eq kg⁻¹ contra 123 g PO₄-eq kg⁻¹ do SEB, ou seja, SSI caracterizou-se por apresentar emissões relacionadas com o PE 25% superiores às observadas no SEB (Tabela 16). Estudos mostram que o PE é causado principalmente pela emissão de NH₃ e a lixiviação ou escoamento de NO₃⁻ e PO₄³⁻ (Vries e Boer, 2010).

Pelletier *et al.* (2010), num estudo de avaliação de impactes ambientais para três sistemas de produção de bovinos, estimaram valores de PE entre 104 e 142 g PO₄-eq kg⁻¹

¹. Já para Nguyen *et al.* (2010) os valores para PE para sistemas convencionais de produção bovina na UE foram de 87 a 159 g PO₄-eq kg⁻¹. E Cederberg e Darelus (2000), num estudo de produção bovina biológica para abate, obtiveram valores entre 116 e 146 g PO₄-eq kg⁻¹. Essas emissões resultam principalmente dos dejetos dos animais e também da utilização de fertilizantes azotados ou fosfatados nas pastagens.

A lixiviação de nitrato (NO₃⁻) e fosfato (PO₄³⁻) depende principalmente das condições climáticas e do solo, e pode diferir amplamente entre os países ou mesmo entre as regiões de um mesmo país (Schils *et al.*, 2007). Isto explica em parte a grande variação observada no PE entre os sistemas produtivos de animais. Além disso, a lixiviação e a escorrência de NO₃⁻ e PO₄³⁻ são difíceis de quantificar e de facto desconhecidas para muitas situações. Estas podem ser avaliadas pelas quantidades de adubo azotado ou fosfatado aplicadas por hectare ou tendo por base num balanço de nutrientes. Estas diferenças na metodologia também contribuíram para diferenças nos resultados de ACV observados (Vries e Boer, 2010).

As perdas de PO₄³⁻ e NO₃⁻ provenientes do estrume, quer diretamente depositadas em pasto pelos animais, quer armazenados no confinamento, constituem a maior contribuição para as emissões de eutrofização para os dois sistemas (SSI de 71,1% e SEB de 82,7%) (Figura 22). As emissões gasosas ao nível da exploração, principalmente de NH₃ e N₂O, associadas à deposição de dejetos em pastagens e a aplicação de fertilizantes contribuíram, respetivamente, com 23,6% (SSI) e 12,6% (SEB), e 5,3% (SSI) e 4,7% (SEB) do PE total.

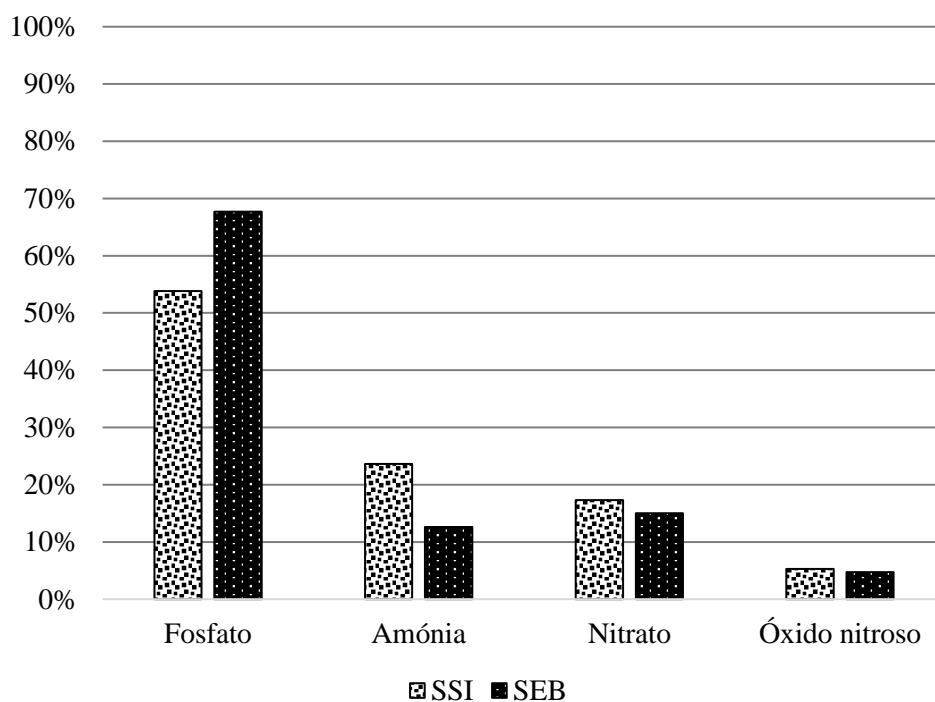


Figura 22 - Principais contribuintes para o potencial de eutrofização na produção de carne bovina do SSI e SEB.

Nota: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

5.3.2 Abate de animais

Os valores obtidos para o potencial de eutrofização (PE) para os matadouros Mgn e Mgp, estão presentes na Figura 23.

Com relação às saídas, os fluxos que mais influenciaram o PE foram as emissões para o meio aquático, com 0,152 g PO₄-eq kg⁻¹ para Mgn e 0,149 g PO₄-eq kg⁻¹ para Mgp advindo, em grande parte, das emissões de CBO e nitrato (Figura 23). As águas residuais provenientes de matadouros são consideradas potencialmente poluidoras, devido à sua complexa composição, com a presença de gorduras, proteínas e fibras do processo de abate, além de partes do estômago e do intestino dos animais (Bustillo-Lecompte *et al.*, 2014).

A outra parcela representativa de emissões que influenciam o PE são as emissões para o ar na forma de óxidos de azoto (Mgn com 0,045 g PO₄-eq kg⁻¹ e Mgp com 0,053 g PO₄-eq kg⁻¹) e amónia (Mgn com 0,001 g PO₄-eq kg⁻¹ e Mgp com 0,002 g PO₄-eq kg⁻¹) (Figura 23). Esses gases são provenientes, principalmente, das fontes de transporte, produção de energia elétrica e emissões pelas caldeiras.

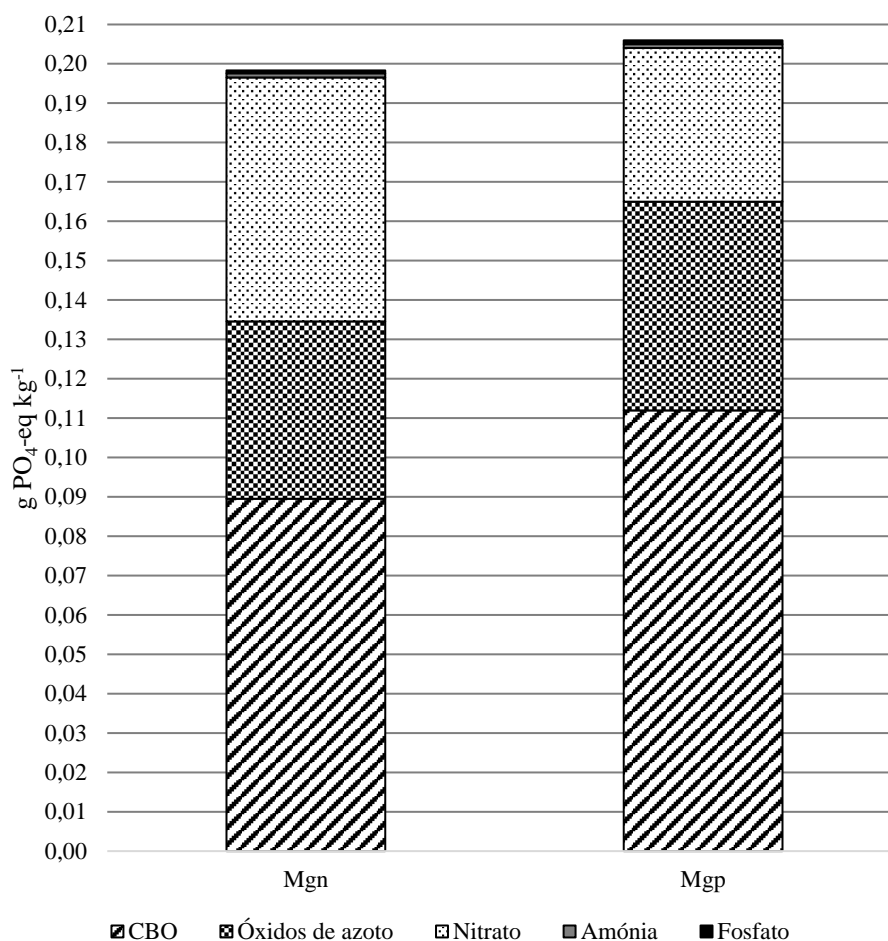
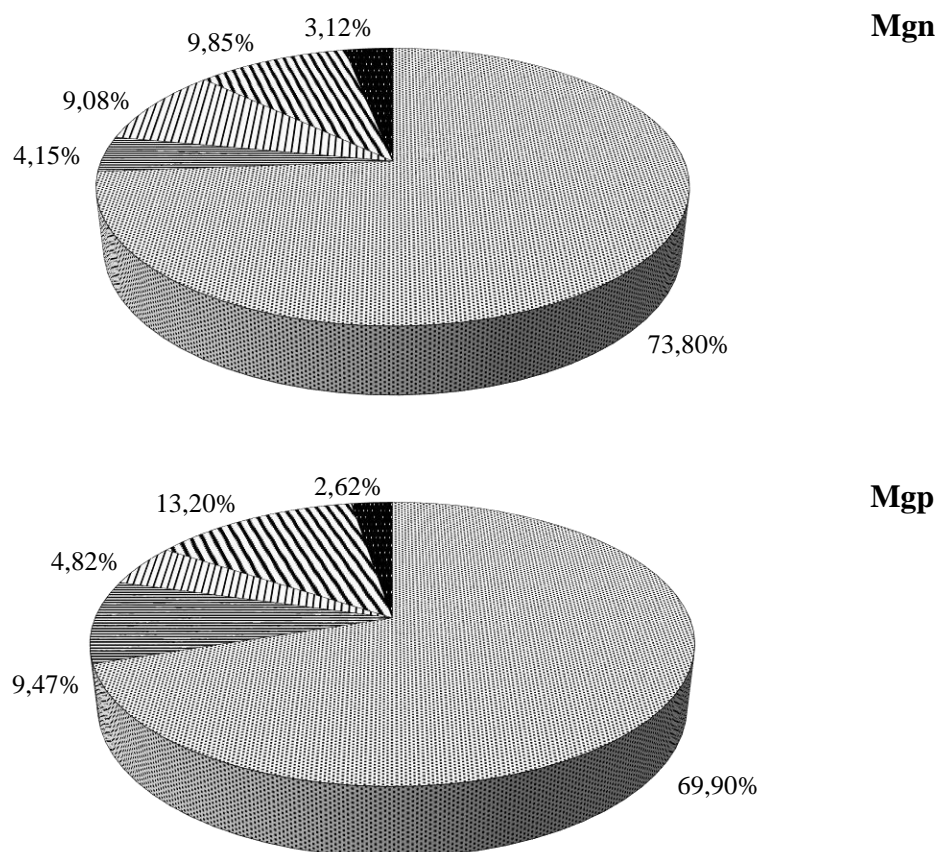


Figura 23 - Potencial de eutrofização, expressos em g PO₄-eq kg⁻¹, associados aos matadouros Mgn e Mgp.

Nota: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

Pela análise da Figura 24 constata-se que as maiores contribuições estão relacionadas com as águas residuais produzidas nos matadouros tanto para Mgn (73,80%) como também para Mgp (69,90%). Um dos fluxos de maior relevância ambiental nos matadouros é a produção de águas residuais. Estas, com origem, principalmente, no processo de abate, na produção de resíduos cárnicos e nas atividades de lavagem, tanto de equipamentos como das instalações, apresentam uma elevada carga orgânica (de Nardi *et al.*, 2008; Jensen *et al.*, 2014).

As diferenças nas contribuições dos matadouros podem estar relacionadas com a melhor eficiência do abate. Quanto mais o processo de abate consegue aproveitar e deixar de perder material cárnico, menos emissões de resíduos são direcionados para as águas residuais e menor será o impacte sobre o PE (UNEP, 2000). A Tabela 7, que mostra as principais características dos matadouros, evidencia que o Mgn tem uma percentagem de perdas de 33,50%, enquanto o Mgp apresenta 25,40%.



■ Águas residuais ■ Caldeira ■ Energia elétrica ■ Transporte ■ Tratamento dos resíduos sólidos

Figura 24 - Principais contribuições, em percentagem, para o PE estimadas para os matadouros Mgn e Mgp.

Nota: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

Quando se tem em consideração o PE dos matadouros, as percentagens de contribuição dos transportes representados para Mgn e Mgp são, respetivamente, 9,85% e 13,20% (Figura 24). Os valores diferenciam-se pelas distâncias percorridas pelos meios de transporte, assim, quanto maior a distância entre o matadouro e o centro de distribuição da carne, maior será a contribuição deste setor para o PE. A energia elétrica utilizada para o processo de abate dos bovinos, apresentou uma contribuição de 9,08% e 4,82%, para Mgn e Mgp, respetivamente.

Por fim, a caldeira com utilização de combustível a pellets do Mgp teve uma maior percentagem de contribuição (9,47%) para o PE do que a caldeira com alimentação a gás natural (4,15%) (Figura 24). A maior percentagem de PE para as caldeiras é, principalmente, devido à presença de NOx. As emissões de NOx podem causar problemas de saúde além de problemas ambientais, e.g., poluição fotoquímica, chuva ácida, ozono troposférico e depleção da camada de ozono e aumento do processo

de eutrofização (Korpela *et al.*, 2017). Assim, a caldeira apenas com alimentação a gás natural apresentou menores impactos ambientais em relação ao PE para o matadouro.

5.4 Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico

5.4.1 Produção animal

A Tabela 17 apresenta os resultados para a categoria de impacto potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO) expresso em g C₂H₄-eq kg⁻¹. A contribuição relativa de cada um dos poluentes está também plasmada na tabela.

Tabela 17 - Potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO), em g C₂H₄-eq kg⁻¹, com os principais poluentes para o SSI e SEB.

Poluentes (g C ₂ H ₄ -eq kg ⁻¹)	SSI ¹	SEB ¹
CH ₄	2,9000	2,2000
CO	0,0035	0,0024
COV	24,5000	8,9000
NO _x	0,0120	0,0074
SO ₂	0,0250	0,0540
Total	27,4000	11,2000

Nota¹: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

Em termos globais, o PFCO foi superior para o SSI, com 27,40 g C₂H₄-eq kg⁻¹ do que para o SEB, que apresentou valores de 11,20 g C₂H₄-eq kg⁻¹. Os COV foram os compostos que mais contribuíram para o PFCO com 24,50 e 8,90 g C₂H₄-eq kg⁻¹, seguindo-se o CH₄ com 2,90 e 2,20 g C₂H₄-eq kg⁻¹, respetivamente para SSI e SEB (Tabela 17).

Os principais poluentes primários, normalmente encontrados nos ambientes urbanos, são monóxido de carbono (CO), o óxido de azoto (NO), o dióxido de enxofre (SO₂) e os compostos orgânicos voláteis (COV). Os compostos de carbono e os óxidos de azoto são os precursores de ozono troposférico, através das reações fotoquímicas complexas (Sharma *et al.*, 2017). Cada composto tem uma contribuição dependente da sua concentração na atmosfera, da proporção em que existem na atmosfera relativamente a outros compostos precursores e da sua reatividade (Derwent *et al.*, 1998).

Com a finalidade de facilitar a comparação com as referências encontradas para os valores de PFCO, os resultados estimados neste estudo pelo modelo CML 2001 (g C₂H₄-eq kg⁻¹) foram aplicados para o modelo ReCiPe (kg COVs-eq kg⁻¹). Portanto, os valores deste trabalho para emissões de PFCO totais passaram de 27,40 g C₂H₄-eq kg⁻¹ para 6,99 x 10⁻² kg COVs-eq kg⁻¹ no SSI e de 11,20 g C₂H₄-eq kg⁻¹ para 2,85 x 10⁻² kg COVs-eq kg⁻¹ no SEB. Os impactos ambientais da produção combinada de leite e carne na Noruega foram estudados e os valores de PFCO por kg de carcaça de carne bovina ficou entre 8,88 x 10⁻² e 9,45 x 10⁻² kg COVs-eq kg⁻¹ (Roer *et al.*, 2013). Para Zucaro *et al.* (2016), os resultados para PFCO obtidos para a produção de carne bovina foram de aproximadamente 3,40 x 10⁻² kg COVs-eq kg⁻¹.

A produção animal foi identificada como o subsistema da cadeia de valor da carne bovina com o maior potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico (Tabela 18), devido principalmente às emissões dos dejetos e da fermentação entérica que, entre outros poluentes, emitem grandes quantidades dos gases que influenciam o PFCO (Phan *et al.*, 2012). Resultados similares foram também obtidos em estudos realizados em Portugal relativos à produção de bovinos para produção de leite, em que os autores atribuíram as emissões, principalmente, ao CH₄ e à fermentação entérica dos animais (Castanheira *et al.*, 2010).

Os outros processos associados à produção de carne bovina apresentaram baixa relevância quando comparados com a produção animal (Tabela 18). Entre o SSI e SEB, a produção de fertilizante foi a que mais variou entre os sistemas. Esses valores podem ser explicados pela maior área de pasto utilizado no SEB e, conseqüentemente, maior quantidade de fertilizantes utilizados e maiores emissões devido a essa atividade.

Tabela 18 - Principais contribuintes para o PFCO na produção de carne bovina do SSI e SEB.

Processo	SSI ¹ (%)	SEB ¹ (%)
Produção animal	99,700	99,300
Produção alimento	0,098	0,121
Produção de fertilizante	0,104	0,561
Outros ²	0,098	0,018

Nota¹: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

Nota²: Inclui a produção de energia elétrica, transporte e tratamento dos resíduos cárnicos por incineração.

5.4.2 Abate de animais

Em relação aos impactos dos matadouros no PFCO, os valores obtidos foram -0,0465 g C₂H₄-eq kg⁻¹ e -0,0783 g C₂H₄-eq kg⁻¹, respectivamente para Mgn e Mgp (Figura 25).

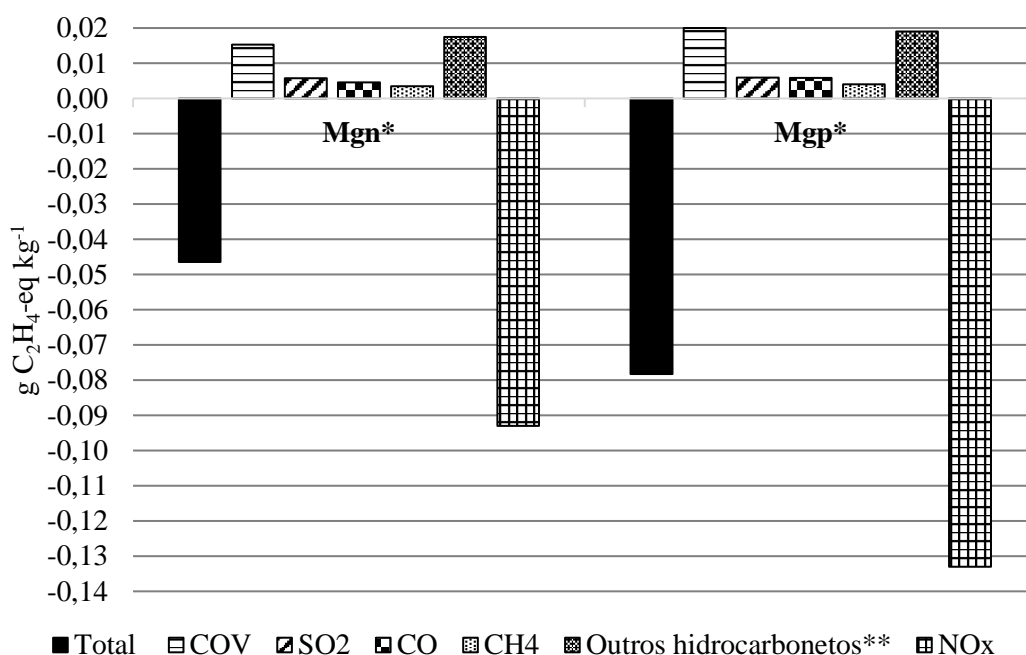


Figura 25 - Potencial de formação fotoquímica de ozônio troposférico, expresso em g C₂H₄-eq kg⁻¹, para os matadouros Mgn e Mgp.

Nota*: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

Nota**: Os principais hidrocarbonetos são butano, etilbenzeno, pentano e propano.

Os resultados (Figura 25 e Figura 26) mostram que existem contribuições negativas para o PFCO em algumas atividades do processo de abate de carne bovina, principalmente na caldeira, energia elétrica e na incineração dos resíduos sólidos. A explicação para esses valores é que a emissão de NO tem efeito negativo no PFCO, já que reduz a formação deste por recombinação com o ozônio presente na atmosfera (Honoré e Vautard, 2000).

O poluente que mais contribuiu para o PFCO dos matadouros foi os COV, com 0,0153 g C₂H₄-eq kg⁻¹ para Mgn e 0,020 g C₂H₄-eq kg⁻¹ para Mgp. Os COV são ingredientes conhecidos na produção fotoquímica de ozônio troposférico (O₃), na presença de óxidos de azoto (NOx) e luz solar (Li *et al.*, 2017).

O transporte dos resíduos cárnicos produzidos e do matadouro para o centro de distribuição surge como o maior contribuidor para PFCO (Figura 26). A emissão de

precursores de ozono troposférico pelos veículos automóveis é relevante em termos de COVs, tanto em áreas urbanas como suburbanas. Geralmente, os COVs são emitidos pelos veículos por três vias: (i) emissão de escape do motor, que consiste no vapor de combustível não queimado e os COVs gerados pela combustão de combustível durante a operação do veículo; (ii) emissões por evaporação, que resultam da fuga de combustível dos veículos; e, (iii) libertação de COVs dos equipamentos do veículo, incluindo painéis de plástico, bancos de couro, pneus de borracha, etc. (Yue *et al.*, 2017).

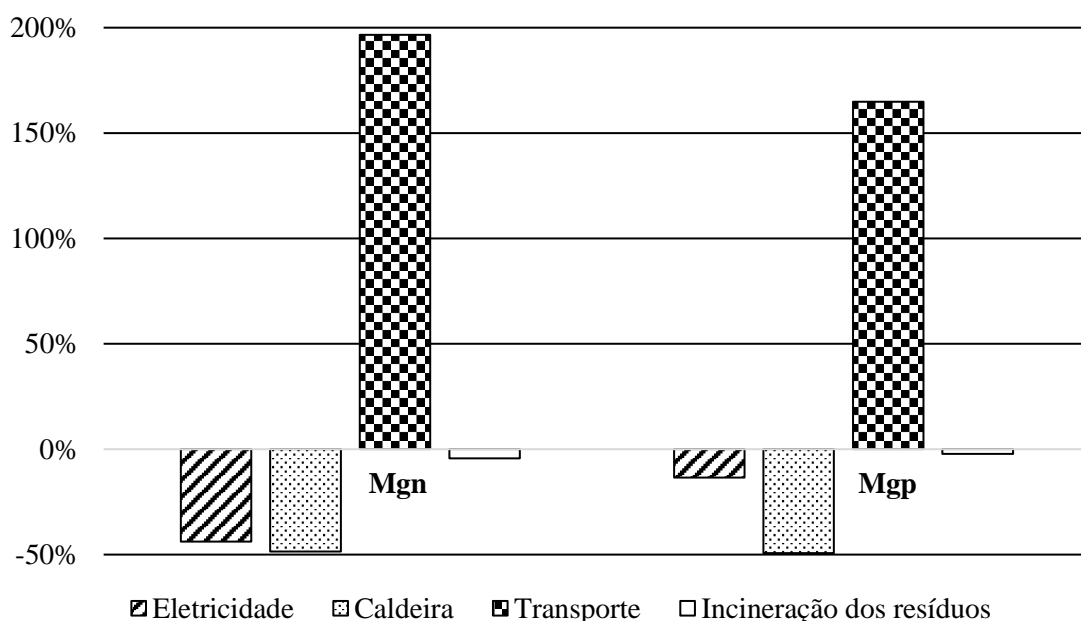


Figura 26 - Principais contribuições dos processos envolvidos, em percentagem, para o PFCO estimado para os matadouros Mgn e Mgp.
 Nota: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

5.5 Normalização dos resultados de impacte ambiental

Foi utilizada a ferramenta de normalização dos resultados do abate de carne bovina com o objetivo de comparar as categorias de impacte estudadas - potencial de aquecimento global (PAG), potencial de acidificação (PA), potencial de eutrofização (PE) e potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico (PFCO) - com a realidade da União Europeia, visto que os dados foram normalizados para EU-28 com a população e dados de emissão atualizados para o ano de 2016.

Além disso, esta ferramenta tem um papel importante na decisão e interpretação dos resultados obtidos para a produção de carne bovina. Assim, cada tipo de impacte

ambiental pode ser mitigado em relação a sua prioridade devido ao maior fator de impacto no ambiente, ou seja, entre os impactos ambientais estudados alguns possuem maiores contribuições do que outros.

A normalização é apresentada como uma ponderação dos resultados, aumentando a possibilidade de comparação dos dados das mais diversas categorias de impacto, ou como uma análise isolada, com o objetivo de fornecer um melhor entendimento sobre a magnitude de uma categoria de impacto do sistema (Seppälä *et al.*, 2006).

A Tabela 19 identifica os valores obtidos para cada impacto ambiental estudado por este estudo. Os resultados são expressos em unidade de região equivalente, porque os fatores de normalização têm em consideração a quantidade da população envolvida na região e o ano da normalização. Os valores presentes na tabela também levam em consideração as emissões dos matadouros (Mgn e Mgp), porém, como os valores entre Mgn e Mgp apresentam uma baixa relevância em comparação com a etapa da produção animal, os valores apresentados para SSI e SEB com Mgn e com Mgp foram considerados iguais. Aquando da comparação do resultado normalizado total do sistema SEB (Mgn/Mgp) verifica-se que este é 54% inferior ao do sistema SSI (Mgn/Mgp). Assim, estes resultados mostram que o sistema SEB (Mgn/Mgp) apresentou impactos ambientais menos significativos.

Tabela 19 - Resultados normalizados, em região equivalente, para os sistemas SSI e SEB com os matadouros Mgn e Mgp.

	PAG ¹	PA ¹	PE ¹	PFCO ¹	Total
Unidade: região equivalente					
SSI² – Mgn³	4,33x10 ⁻¹²	1,00x10 ⁻¹¹	8,47x10 ⁻¹²	1,59x10 ⁻¹¹	3,87x10 ⁻¹¹
SSI² – Mgp³	4,33x10 ⁻¹²	1,00x10 ⁻¹¹	8,47x10 ⁻¹²	1,59x10 ⁻¹¹	3,87x10 ⁻¹¹
SEB² - Mgn³	3,18x10 ⁻¹²	4,31x10 ⁻¹²	6,87x10 ⁻¹²	6,40x10 ⁻¹²	2,08x10 ⁻¹¹
SEB² - Mgp³	3,18x10 ⁻¹²	4,31x10 ⁻¹²	6,87x10 ⁻¹²	6,40x10 ⁻¹²	2,08x10 ⁻¹¹

Nota¹: PAG – potencial de aquecimento global; PA – potencial de acidificação; PE – potencial de eutrofização; PFCO – potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico.

Nota²: SSI – sistema semi-intensivo; SEB – sistema extensivo biológico.

Nota³: Mgn – matadouro com caldeira a gás natural; Mgp – matadouro com caldeira a pellets.

Diante disso, a Figura 27 representa a contribuição de cada impacto ambiental avaliado para este estudo para a produção de carne bovina. Vale a pena lembrar que as contribuições descritas na Figura 27 são em relação a cada sistema (SSI ou SEB) e seus

respetivos impactes ambientais analisados, ou seja, a comparação das percentagens deve ser feita entre os seus impactes e não entre os sistemas SSI e SEB.

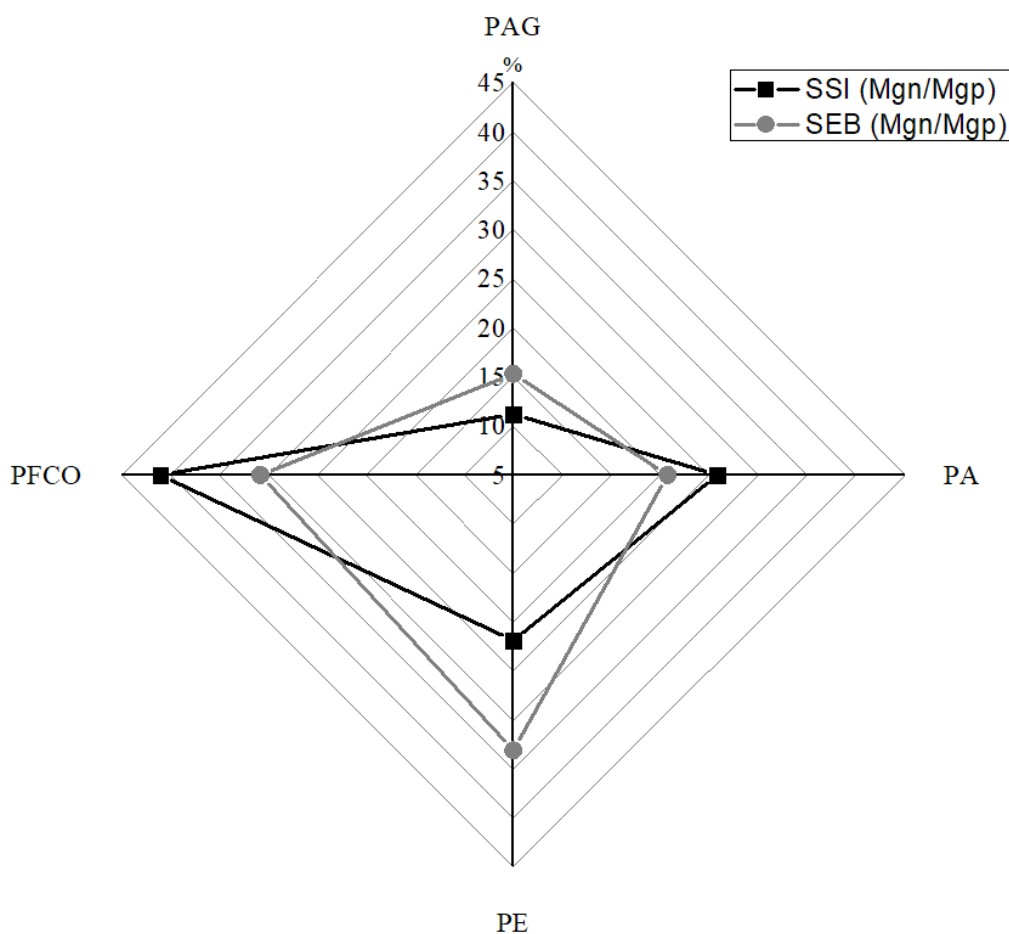


Figura 27 - Distribuição, em percentagem, dos resultados normalizados para a União Europeia das quatro categorias de impacte selecionados para os sistemas SSI e SEB.
Nota: PAG – potencial de aquecimento global; PA – potencial de acidificação; PE – potencial de eutrofização; PFCO – potencial de formação fotoquímica de ozono troposférico.

O impacte ambiental mais relevante para o sistema SSI (Mgn/Mgp) foi o PFCO, com aproximadamente 41% das contribuições dentre os quatro impactes ambientais estudados. Na análise do PFCO, os poluentes que mais se destacaram foram os COVs e o CH₄, associados principalmente aos dejetos dos animais e à fermentação entérica, que são emitidos em grandes quantidades na produção animal. Nos matadouros o poluente que mais se destaca é o óxido de azoto que foi associado, principalmente, ao transporte para tratamento dos resíduos cárnicos produzidos e ao transporte da carne do matadouro para os locais de comercialização.

As contribuições para o PA e PE relativos ao sistema SSI (Mgn/Mgp) foram similares, com 26% e 22%, respetivamente. O PA teve como maior contribuidor a

amónia da parte da produção animal e o óxido de azoto dos matadouros. Em todo caso, a produção animal representa o subsistema que mais influência exerce na maior fatia do PA. Já para o PE, os poluentes com maior contribuição são o fosfato e a amónia. O feito destes poluentes resulta em grande parte da lixiviação dos dejetos dos animais espalhados pelas pastagens e armazenados nos abrigos.

Por fim, o sistema SSI (Mgn/Mgp) apresentou 11% das contribuições no PAG. O poluente que mais contribuiu para as emissões com influência no PAG foram o metano e o óxido de azoto, principalmente encontrados na produção animal pelos processos de fermentação entérica e pela emissão dos dejetos dos animais. Como os valores bruto do PAG ($22,3 \text{ kg CO}_2\text{-eq kg}^{-1}$) e o fator de normalização são elevados, a contribuição normalizada total é menor quando comparada com os outros impactes. Este valor deve-se às indústrias, ao setor agropecuário e às atividades antrópicas que também contribuem de uma forma importante para o PAG.

Por outro lado, para o SEB (Mgn/Mgp) o impacte ambiental com maior expressão, após normalização dos dados, foi o PE com 33%. Os poluentes com maiores contribuições para o PE foram os fosfatos, nitratos e amónia. Como no SSI (Mgn/Mgp), a produção animal foi o processo da fileira de carne bovina que mais peso teve no PE, principalmente devido aos dejetos dos animais.

O PFCO para o SEB (Mgn/Mgp) com 31% apresentou contribuições próximas às estimadas para o PE. Tal como referido anteriormente, os poluentes que foram destaque para o PFCO foram os COVs e o CH₄. O processo mais evidente para o aumento deste impacte ambiental é a produção animal, principalmente a emissão pelos dejetos e fermentação entérica dos animais.

Finalmente, as contribuições para os resultados normalizados do SEB (Mgn/Mgp) foram 21% e 15% para PA e PAG, respetivamente. As maiores contribuições para o PA foram focalizadas nas emissões de amónia pelos dejetos dos animais, localizados na produção animal. Para as emissões dos matadouros, os poluentes com maiores emissões foram o óxido de azoto e dióxido de enxofre, encontrados nas fontes, principalmente, de caldeira, eletricidade e transporte.

O PAG apresentou o metano e óxido nitroso como principais poluentes emitidos para este impacte ambiental. As emissões foram justificadas pelas emissões da fermentação entérica e pelos dejetos dos animais. A produção animal foi, mais uma vez, a maior contribuinte em relação aos outros processos de abate de carne bovina envolvidos.

6 Propostas de minimização dos impactes ambientais

As estratégias de redução dos impactes ambientais devem atingir a área-chave das emissões de cada categoria de impacte ambiental de acordo com o sistema de produção. Nos sistemas estudados por este estudo, os principais problemas ambientais foram a emissão de CH₄, NO_x, COVs e as perdas de azoto e fósforo pelos dejetos dos animais. A aplicação de práticas de mitigação pode diminuir, em diferentes formas, as emissões para o ambiente e a minimização dos impactes ambientais (Dick *et al.*, 2015; Gerssen-Gondelach *et al.*, 2017), isso, contudo, com a intenção de melhorar a produção e aumentar os benefícios ambientais.

Sobre as medidas de mitigação ou minimização dos impactes ambientais causados pela produção de carne bovina, deve ter-se em conta que nem todas as opções são mutuamente exclusivas e as práticas que minimizam uma emissão podem levar à emissão de um outro poluente. Além disso, o equilíbrio das opções de mitigação depende do clima local, do tipo de solo, da infraestrutura agrícola e de outros fatores (Scollan *et al.*, 2010).

Por isso, alguns exemplos de mitigações ou minimizações de impactes ambientais são citados abaixo, mas toda generalização dos resultados deve ser feita com cautela, uma vez que cada processo produtivo deve ser analisado individualmente. Todas as medidas devem ser tomadas como propostas, visto que o estudo procurou, de uma maneira geral, identificar os principais impactes ambientais da cadeia produtiva de carne bovina no nordeste de Portugal.

6.1 Produção animal

Com base nos resultados anteriormente apresentados, constata-se que as emissões de poluentes associadas ao subsistema “produção animal” foram superiores às emissões associadas a outros processos estudados (e.g. produção de alimento, produção de fertilizante, consumo de energia elétrica, tratamento dos resíduos cárnicos e transporte). O princípio básico é que os bovinos emitem metano e produzem dejetos, o que resulta na libertação de mais metano, N₂O e fósforos desde o dia em que nascem até ao dia em que são abatidos. As emissões por unidade de produto podem, portanto, ser diminuídas, quer pelo aumento da eficiência do próprio sistema de produção animal, ou por atuação direta nas emissões dos poluentes (e.g. através do aumento da qualidade

alimentar ou pelo uso de novas tecnologias, tais como inibidores de CH₄ ou de N₂O) (Gill *et al.*, 2010). Portanto, o aumento da eficiência da produção dos animais é uma rota importante para reduzir os impactos ambientais e também os custos de produção.

A produção animal da fileira da carne tem tido grandes avanços na melhoria da eficiência de produção nos últimos cinquenta anos, já que o conhecimento sobre genética, alimentação, saúde animal e bem-estar aumentou. O potencial de mitigação depende do nível básico de produtividade e é maior nos países em desenvolvimento. Melhorar a genética, a saúde e a fertilidade contribuem para reduzir o número de animais por kg de produto final (Smith *et al.*, 2008). As análises dos dados por Hyslop (2008) mostraram que se obteve diferenças significativas entre as raças dos animais, sugerindo que as raças de bovinos com pesos corporais altos produziram menos emissões por unidade de produção do que as raças tradicionais mais pequenas.

Uma outra solução proposta por White *et al.* (2014) para reduzir as emissões é a melhoria na produção e a intensificação da pastagem para diminuir o tempo de engorda necessária do animal para o abate e, conseqüentemente, os impactos no ambiente. Jiao *et al.* (2014) e Knapp *et al.* (2014) observaram uma redução das emissões de CH₄ ao aumentar a quantidade de concentrado na dieta dos animais.

A Figura 28 evidencia um esquema para o aumento da produtividade e minimização dos impactos ambientais. Ainda é possível observar que a redução das emissões de CH₄ é alcançada pelo aumento da qualidade na fertilidade, saúde, genética e alimentação. Em contrapartida, as emissões associadas à produção dos alimentos dos animais tendem a aumentar. Assim, é importante controlar o balanço das emissões na produção bovina.

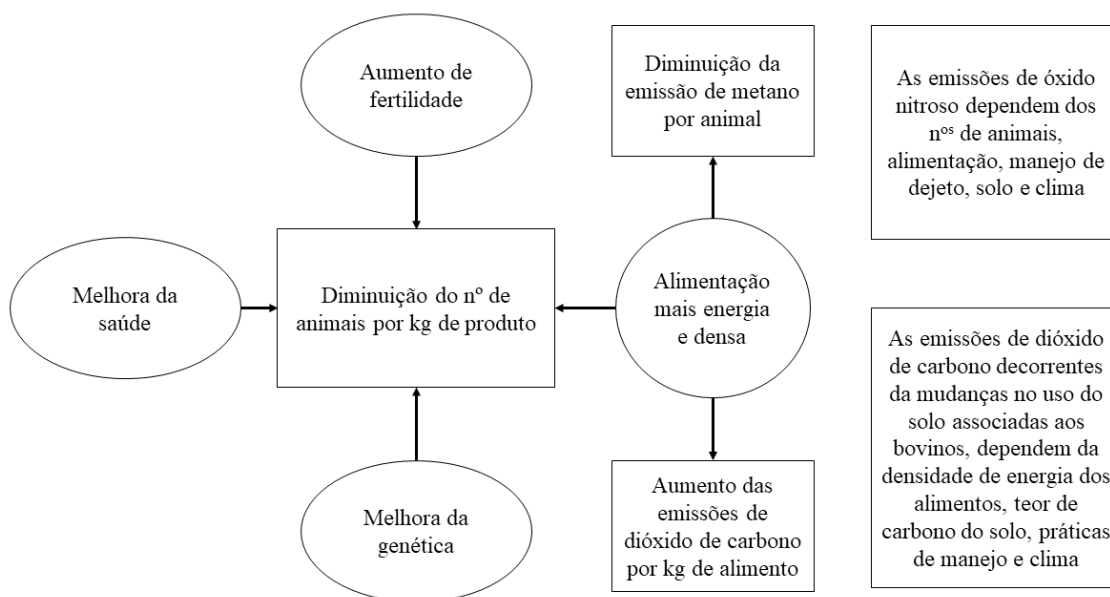


Figura 28 - Medidas para aumentar a produtividade dos sistemas de produção animal e, consequentemente, minimizar os impactos ambientais da fileira de carne bovina.

Fonte: Gill *et al.* (2010).

No mesmo sentido, Stackhouse-Lawson *et al.* (2014) relataram que o aumento da produtividade animal tem o potencial de reduzir o impacto ambiental por unidade de produto consumido e acredita ser a técnica de mitigação mais promissora e sustentável para atender à procura crescente de proteínas de alta qualidade. A indústria de confinamento usa aditivos alimentares, antibióticos, implantes de crescimento para melhorar a saúde e o desempenho dos bovinos. Essas tecnologias não só aumentam a produtividade, mas também alteram os micróbios no rúmen e aumentam a retenção de azoto no animal, o que pode levar a mudanças nas emissões de gases com efeito de estufa (GEE), nos compostos orgânicos voláteis (COV) e na amônia (NH₃) provenientes de confinamento dos bovinos.

Por fim, a gestão da produção feita pela escolha do melhor sistema produtivo para os animais também pode ser utilizada como medida para minimizar os impactos ambientais deste setor. Visto que, os resultados apresentados por este trabalho mostram que um SEB, com algumas ações que ligam o ambiente com a produção, pode gerar menos impactos do que comparado com um sistema mais comum que é o SSI.

Em síntese, as propostas de mitigação dos impactos ambientais causados pela cadeia produtiva da carne bovina, para uma melhor visualização, podem ser divididas em prazos de ação (curto, médio e longo prazo), como mostrado na Tabela 20.

Tabela 20 - Medidas mitigadoras e prazos de ação para minimização dos impactes ambientais da fileira de carne bovina.

Prazo de ação	Medida mitigadora	Referência
Curto	Aumento da qualidade de concentrados na alimentação e intensificação da pastagem.	Knapp <i>et al.</i> (2014) Jiao <i>et al.</i> (2014) White <i>et al.</i> (2014)
Médio	Aumento na saúde dos animais, com utilização de aditivos alimentares e antibióticos.	Stackhouse-Lawson <i>et al.</i> (2014)
Longo	Aumento da qualidade genética e fertilização dos animais.	Hyslop (2008)

Embora essas técnicas estejam prontamente disponíveis, elas têm, em maior ou menor grau, desvantagens que limitam o seu uso. Por exemplo, o simples facto de aumentar a quantidade de alimentos concentrados ou intensificar o uso de pastagens, apesar de ter a vantagem adicional de aumentar o ganho e a eficiência bruta dos animais, pode reduzir a rentabilidade dos produtores quando os preços são altos (Scollan *et al.*, 2010).

6.2 Abate de animais

Em relação às emissões totais da fileira de carne bovina, os matadouros não apresentaram valores significativos face às emissões do subsistema “produção animal”. Porém, quando analisados individualmente, os impactes ambientais causados pelos matadouros são relevantes, principalmente para os processos de transporte, consumo de eletricidade e queima de combustíveis para obtenção de energia térmica.

Para a minimização dos impactes causados pelos transportes, uma solução pode passar por localizar a entrega do produto final e o tratamento dos resíduos cárnicos em locais próximos do abate. Isso poderia minimizar a quantidade de quilómetros percorridos pelos veículos e, conseqüentemente, minimizar a quantidade de poluentes que são lançados no ambiente, visto que a quantidade de emissão dos veículos é calculada pelo consumo de combustível (EMEP/EEA, 2016).

Os resíduos cárnicos (subprodutos) gerados podem ser usados como matérias-primas ou subsidiárias de outras atividades. Os subprodutos podem ser utilizados para vários fins, por exemplo, para a alimentação animal, para a produção de calor e

produção de eletricidade através de biogás. O objetivo principal da utilização dos subprodutos é reduzir o uso de recursos, a fim de evitar os custos do tratamento deste material e agregar valor ao resíduo (Mogensen *et al.*, 2016).

Por fim, as emissões relacionadas com o consumo de energia elétrica e térmica representam o fator de impacto mais relevante dos matadouros. Por isso, algumas ações a ter em consideração devem envolver uma gestão racional da energia, com medidas de eficiência energética e estudos energéticos nos matadouros para verificar em cada subsetor, qual é o maior consumidor de energia elétrica. Além disso, seria interessante um estudo para viabilizar a utilização de fontes renováveis de energia elétrica para os matadouros (González-González *et al.*, 2014). O calor das caldeiras que são utilizadas para aquecimento da água, também poderia, através de um estudo de caso, ser utilizado para produção de energia elétrica ou utilizar o calor residual para outros fins (Ashrafi *et al.*, 2015).

7 Conclusão

Neste estudo aplicou-se a ferramenta ACV para quantificar os aspetos ambientais e impactes ambientais associados à cadeia produtiva da carne bovina no nordeste de Portugal de dois sistemas de produção, um sistema de semi-intensivo (SSI) e outro sistema extensivo biológico (SEB). Ainda, foram estudados dois matadouros, um com caldeira com alimentação de gás natural (Mgn) e outro com caldeira com alimentação de pellets (Mgp).

O SSI apresentou maiores impactes ambientais para todas as categorias analisadas comparadas com o SEB. Os valores obtidos para o SSI e para cada categoria de impacte foram: PAG com 22,3 kg CO₂-eq kg⁻¹, PA com 168,0 g SO₂-eq kg⁻¹, PE com 154 g PO₄-eq kg⁻¹ e PFCO com 27,40 g C₂H₄-eq kg⁻¹. Os resultados normalizados das categorias de impacte apresentaram, respetivamente, 11%, 26%, 22% e 41%. Isso mostra que o PFCO é o impacte mais relevante para o SSI, causado principalmente pela emissão de CH₄ e COVs. Por outro lado, o SEB apresentou os valores da categoria de impacte de: PAG com 16,3 kg CO₂-eq kg⁻¹, PA com 71,9 g SO₂-eq kg⁻¹, PE com 123 g PO₄-eq kg⁻¹ e PFCO com 11,2 g C₂H₄-eq kg⁻¹. Os respetivos resultados normalizados contribuíram com 15%, 21%, 33%, e 31%. Portanto, as categorias de impactes ambientais que mais influenciam o SEB são o PE e PFCO. O abate de animais, a produção de fertilizante e o tratamento dos resíduos sólidos apresentaram pouca significância quando comparadas com as contribuições da produção animal.

Sobre os matadouros estudados, para todas as categorias de impactes, exceto para PAG e PFCO, o Mgp apresentou os maiores resultados em comparação com o Mgn, as contribuições foram principalmente a utilização de energia (elétrica e térmica) e o transporte. Medidas de eficiência energética podem ser aplicadas para a minimização dos impactes causados. A diminuição dos impactes gerados pelo transporte poderia ser amenizada com a diminuição da distância com a entrega do produto final e o tratamento dos resíduos cárnicos em locais próximos do abate.

Como os resultados mostram que SEB tem impactes diretos e indiretos menores do que SSI, uma transição para a agricultura orgânica poderia ser uma forma viável de reduzir as emissões para o ambiente. Para o SSI, uma possível alternativa para minimizar os impactes ambientais seria, em curto prazo, aumentar o ganho de peso dos animais em um menor espaço de tempo, médio prazo, utilizar hormônios e antibióticos, e longo prazo, melhorar a qualidade genética e fertilização dos animais.

Para estudos futuros, deve considerar-se a comparação do desempenho ambiental com a avaliação económica para os sistemas produtivos e os sistemas de abate, assim, utilizando modelos de auxílio à tomada de decisão que permitam a integração e otimização entre as variáveis ambientais e económicas. Além disso, estudos futuros sobre o uso de fontes alternativas na produção de alimentos para animais e a aplicação das medidas mitigadoras do presente estudo devem ser realizados para corroborar os benefícios ambientais das mesmas.

8 Referências

- Agri-footprint. (2015). Agri-footprint 2.0 - Part 2: Description of data. Document version 2.0. Gravin Beatrixstraat 34.
- Alig, M., Grandl, F., Mieleitner, J., Nemecek, T., Gaillard, G., 2012. Ökobilanz von Rind-, Schweine- und Geflügelfleisch, Schlussbericht September 2012. Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Zürich, Switzerland.
- Andersson, K., Ohlsson, T., & Olsson, P. (1998). Screening life cycle assessment (LCA) of tomato ketchup: A case study. *Journal of Cleaner Production*, v.6, p.277-288.
- Andreini, E. M., & Place, S. E. (2014). Current Approaches of Beef Cattle Systems Life Cycle Assessment: A Review. Department of Animal Science Oklahoma State University.
- APED - Associação Portuguesa de Empresas de Distribuição (2009). A evolução da concentração da indústria e da distribuição em Portugal. Relatório Final. Lisboa.
- Appleby, M. C. (2004). Alternatives to conventional livestock production methods. In G. J. Benson, & B. E. Rollin (Eds.), *Production animal pain and well-being: Theory and practice* (pp. 339–350). Ames, USA: Blackwell.
- Arroja, L. Coord. (2014). Fileira da Carne: Avaliação de Ciclo de Vida da carne de frango, de porco e de novilho. Relatório Técnico. ECODEEP - Eco-eficiência e a Eco-gestão no Sector Agro-Industrial.
- Ashrafi, O., Bédard, S., Bakhtiari, B., & Poulin, B. (2015). Heat recovery and heat pumping opportunities in a slaughterhouse. *Energy*, 89, 1–13.
- Beauchemin, K. A., & Mcgeough, E. J. (2013). Life Cycle Assessment in Ruminant Production. In: E. Kebreab, editor, *Sustainable Animal Agriculture*. CAB International, Boston, MA. p. 212-237.
- Beauchemin, K. A., Janzen, H. H., Little, S.M., Mcallister, T.A., & Mcginn, S.M. (2010). Life cycle assessment of greenhouse gas emissions from beef production in western Canada: A case study. *Agric. Syst.* 103:371-379.
- Bellido, M. M., Sánchez, M. E., Diaz, F. J. M., Vega, A. R. de L., & Garcia, F. P. (2001). Sistemas extensivos de producción animal. *Archivos de Zootecnia*, v. 50, p. 466-489.
- Benini, L., Mancini, L., Sala, S., Schau, E., Manfredi, S., & Pant, R. (2014). Normalisation method and data for Environmental Footprints.
- Bertoloni, W., da Silva, J. L., de Abreu, J. S., & Andreolla, D. L. (2012). Bem-estar e taxa de hematomas de bovinos transportados em diferentes distâncias e modelos de carroceria no estado do Mato Grosso - Brasil. *Revista Brasileira de Saúde E Produção Animal*, 13(3), 850–859.

- Bosire, C. K., Krol, M. S., Mekonnen, M. M., Ogutu, J. O., Leeuw, J. de, Lannerstad, M., & Hoekstra, A. Y. (2016). Meat and milk production scenarios and the associated land footprint in Kenya. *Agricultural Systems* 145, 64–75.
- Brown, M. T., & Ulgiati, S. (2002). Emergy evaluations and environmental loading of electricity production systems. *J Clean Prod.*, 10:321–34.
- Bungenstab, D. J. (2012). *Pecuária de corte brasileira: redução do aquecimento global pela eficiência dos sistemas de produção*. Documentos 192. Embrapa Gado de Corte, Campo Grande, MS.
- Buratti, C., Fantozzi, F., Barbanera, M., Lascaro, E., Chiorri, M., & Cecchini, L. (2017). Carbon footprint of conventional and organic beef production systems: An Italian case study. *Science of the Total Environment*, 576, 129–137.
- Bustillo-Lecompte, C. F., & Mehrvar, M. (2015). Slaughterhouse wastewater characteristics, treatment, and management in the meat processing industry: A review on trends and advances. *Journal of Environmental Management* 161, 287–302.
- Bustillo-Lecompte, C.F., Mehrvar, M., & Quinones-Bolanos, E. (2014). Cost-effectiveness analysis of TOC removal from slaughterhouse wastewater using combined anaerobic-aerobic and UV/H₂O₂ processes. *J. Environ. Manag.* 134, 145–152.
- Campolina, J. M., Sigrist, C. S. L., & Moris, V. A. da S. (2015). Uma revisão de literatura sobre *softwares* utilizados em estudos de Avaliação do Ciclo de Vida. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*. e-ISSN 2236 1170 - v. 19, n. 2, p. 735-750.
- Cardoso, A. S., Berndt, A., Leytem, A., Alves, B. J. R., Carvalho, I. das N. O. de, Soares, L. H. de B., Urquiaga, S., & Boddey, R. M. (2016). Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. *Agricultural Systems* 143, 86–96.
- Cardoso, E. G. (1996). *Engorda de bovinos em confinamento (Aspectos gerais)*. Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Campo Grande, MS.
- Casey, J. W., & Holden, N. M. (2006a). Quantification of GHG emissions from suckler-beef production in Ireland. *Agric. Syst.* 90:79-98.
- Casey, J. W., & Holden, N. M. (2006b). Greenhouse gas emissions from conventional, agri-environmental scheme, and organic Irish suckler-beef units. *J. Environ. Qual.* 35, 231–239.
- Castanheira, É. G., Dias, A. C., Arroja, L., & Amaro, R. (2010). The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agricultural Systems*, 103(7), 498–507.
- Catita, D. (2014). *Consumo de carne de bovino: no contexto da crise em Portugal. Ruminantes*.

- Cederberg, C., & Darelus, K. (2000). Livscykelanalys (LCA) av nötkött. (Life cycle assessment of beef meat.) Naturresursforum, Landstingen Halland, Sweden.
- Cederberg, C., & Stadig, M. (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *Int. J. LCA*, 8:350-356.
- 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 n. 792. The Swedish Institute for Food and Biotechnology.
- Cerri, C. C., Moreira, C. S., Alves, P. A., Raucci, G. S., Castigioni, B. D. A., Mello, F. F. C., ... Cerri, C. E. P. (2016). Assessing the carbon footprint of beef cattle in Brazil: A case study with 22 farms in the State of Mato Grosso. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2593–2600.
- CGGC - Center on Globalization, Governance & Competitiveness. (2009). A Value Chain Analysis of the U.S. Beef and Dairy Industries. Duke University, Social Science Research Institute.
- CML. (2016). CML-IA Characterisation Factors. Update information version 4.7, released January 2016. <http://cml.leiden.edu/software/data-cmlia.html#downloads>.
- Colombini, S., Zucali, M., Rapetti, L., Crovetto, G. M., Sandrucci, A., & Bava, L. (2015). Substitution of corn silage with sorghum silages in lactating cow diets: In vivo methane emission and global warming potential of milk production. *Agricultural Systems* 136 106–113.
- Comissão Europeia. (2005). Integrated Pollution Prevention and Control, Reference Document on Best Available Techniques in The Slaughterhouses and Animal By-Product Industries. BREF, European Commission, May 2005. Adopted final BREF. Seville: EC.
- Cossi, M. V. C., Burin, R. C. K., Camargo, A. C., Dias, M. R., Lanna, F. G. P. A., Pinto, P. S. de A., & Nero, L. A. (2014). Low occurrence of Salmonella in the beef processing chain from Minas Gerais state, Brazil: From bovine hides to end cuts. *Food Control* 40, 320-323.
- Cunha, C. S., Lopes, N. L., Veloso, C. M., Jacovine, L. A. G., Tomich, T. R., Pereira, L. G. R., & Marcondes, M. I. (2016). Greenhouse gases inventory and carbon balance of two dairy systems obtained from two methane-estimation methods. *Science of the Total Environment* 571, 744–754.
- Cusack, P., McMeniman, N., & Lean, I. (2007), Feedlot entry characteristics and climate: their relationship with cattle growth rate, bovine respiratory disease and mortality. *Australian Veterinary Journal*, 85: 311–316.
- de Nardi, I. R., Fuzi, T. P., & Del Nery, V. (2008). Performance evaluation and operating strategies of dissolved-air flotation system treating poultry slaughterhouse wastewater. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(3), 533–544.

- DeRamus, H. A., Clement, T. C., Giampola, D. D., & Dickison, P. C. (2003). Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. *Journal of Environmental Quality*, 32(1), 269–277.
- Derwent, R. G., Jenkin, M. E., Saunders, S. M., & Pilling, M. J. (1998). Photochemical ozone creation potentials for organic compounds in northwest Europe calculated with a master chemical mechanism. *Atmospheric Environment*, 32(14–15), 2429–2441.
- Desjardins, R. L., Worth, D. E., Vergé, X. P. C., Maxime, D., Dyer, J., & Cerkowniak, D. (2012). Carbon footprint of beef cattle. *Sustainability*, 4(12), 3279–3301.
- 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*, 87(1), 58–67.
- 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*, 73, 245–252.
- Edwards-Jones, G., Plassmann, K., & Harris, I. M. (2009). Carbon footprinting of lamb and beef production systems: insights from an empirical analysis of farms in Wales, UK. *The Journal of Agricultural Science*, 147(6), 707–719.
- EEA – European Environment Agency. (1997). *Life Cycle Assessment: a guide to approaches, experiences and information sources*. Environmental issues series, n° 6.
- EEA. (2014). *Effects of air pollution on European ecosystems, Past and future exposure of European freshwater and terrestrial habitats to acidifying and eutrophying air pollutants*, EEA Technical report No 11/2014, European Environment Agency.
- EMEP, 2008. *Co-operative Programme for Monitoring and Evaluation of the Longrange Transmissions of Air Pollutants in Europe*. Database of the National Submissions to the UNECE LRTAP Convention Maintained at EMEP.
- EMEP/EEA. (2016). *EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016*. European Environment Agency. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Engelbrecht, D., Biswas, W., Pritchard, D., & Ahmad, W. (2015). Integrated spatial technology to mitigate greenhouse gas emissions in grain production. *Remote Sensing Applications: Society and Environment* 2, 44–55.
- EPA - Environmental Protection Agency. (1993). *Life Cycle Assessment: Inventory Guidelines and Principles*. EPA/600/R-92/245. Office of Research and Development. Cincinnati, Ohio, USA.
- EPA - Environmental Protection Agency. (2009). *Sustainable Materials Management: The Road Ahead*. U.S. Environmental Protection Agency. Washington, DC. June.

- Eshel, G., Shepon, A., Makov, T., & Milo, R. (2014). Land irrigation water, greenhouse gas, and reactive nitrogen burdens of meat eggs, and dairy production in the United States. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S.* 111, 11996-12001.
- European Commission. (2006). Reference document on the Best Available Techniques for Waste Treatments Industries. European IPPC Bureau, (August), 592.
- European Commission. (2014). Evaluation of the market implications of veal and young cattle meat marketing standards – AGRI-2013-EVAL-05 – Final report – October 2014.
- European Commission. (2016). Beef and veal. Agriculture and Rural Development.
- Eurostat. (2016). Agriculture, forestry and fishery statistics: 2016 edition. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Eurostat. (2017). Key figures on Europe 2016 edition (European U). Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2016). Food Outlook biannual report on global food markets. October 2016.
- FAO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. Agricultural Development Economics (ESA). Italy, 2012.
- FAO/WHO - Food and Agriculture Organization of the United Nations. (1999). Organic Agriculture. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/meeting/X0075e.htm>>. Acesso em: 09 nov. 2016.
- Fernandes, V. M. M. (2014). Avaliação de ciclo de vida de sistemas solares térmicos em edifícios. Dissertação de Mestrado - Grau de Mestre em Engenharia Civil. Universidade do Minho.
- Ferreira, M. P., Reis, N. R., & Santos, J. C. (2011). Mudança no sector alimentar: O Pingo Doce. Caso de estudo nº 8, globADVANTAGE – Center of Research in International Business & Strategy.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D., & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* 91, 1–21.
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A., & Mylan, J. (2006). Environmental Impacts of Food Production and Consumption: A report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs. Manchester Business School. Defra, London.
- Fritzson, A., & Berntsson, T. (2006). Efficient energy use in a slaughter and meat processing plant — opportunities for process integration. *Journal of Food Engineering*, 76, 594–604.

- GaBi ts: Software and database contents for Life Cycle Engineering, Professional Version. thinkstep AG, Stuttgart, 2017.
- Gabel, V. M., Meier, M. S., Kopke, U., & Stolze, M. (2016). The challenges of including impacts on biodiversity in agricultural life cycle assessments. *Journal of Environmental Management* 181, 249-260.
- García-Nieto, P.J., García-Gonzaloa, E., Fernández, J.R.A., & Muniz, C. D. (2016). Using evolutionary multivariate adaptive regression splines approach to evaluate the eutrophication in the Pozón de la Dolores lake (Northern Spain). *Ecological Engineering* 94, 136–151.
- Garnett, T. (2011). Where are the best opportunities for reducing greenhouse gas emissions in the food system (including the food chain)? *Food Policy* 36, S23 - S32.
- Gerssen-Gondelach, S. J., Lauwerijssen, R. B. G., Havlík, P., Herrero, M., Valin, H., Faaij, A. P. C., & Wicke, B. (2017). Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240, 135–147.
- Gill, M., Smith, P., & Wilkinson, J. M. (2010). Mitigating climate change: the role of domestic livestock. *Animal*, 4(3), 323–333.
- Gonzalez-García, S., Belo, S., Dias, A. C., Rodrigues, J. V., Costa, R. R. da, Ferreira, A., Andrade, L. P. de, & Arroja, L. (2015). Life cycle assessment of pigmeat production: Portuguese case study and proposal of improvement options. *Journal of Cleaner Production* 100, 126-139.
- González-González, A., Collares-Pereira, M., Cuadros, F., & Fartaria, T. (2014). Energy self-sufficiency through hybridization of biogas and photovoltaic solar energy: An application for an Iberian pig slaughterhouse. *Journal of Cleaner Production*, 65, 318–323.
- GPP - Gabinete de Planeamento e Políticas. (2007). Carne. Diagnóstico sectorial. Ministério da Agricultura e do Desenvolvimento rural e das Pescas. Lisboa.
- GPP - Gabinete de Planeamento e Políticas. (2013). Programa Desenvolvimento Rural do Continente 2014-2020 – Diagnóstico. Análise setorial. Ministério da Agricultura e do Desenvolvimento rural e das Pescas. Lisboa.
- Guerreiro, C., Gonzalez Ortiz, A., de Leeuw, F., Viana, M., & Horalek, J. (2016). Air quality in Europe - 2016 report. European Environment Agency.
- Guinée, J. B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., Koning, A. De, Oers, L. van, Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H. A., Bruijn, H. de, Duin, R. van, & Huijbregts, M. A. J., (2001). LCA – An operational guide to the ISO-standards (*Guinée et al.*) – Part 2b: Operational annex (Final report. May 2001). Institute of Environmental Science (CML), Faculty of Science. Leiden University. The Netherlands.

- Haas, G., Wetterich, F., & Köpke, U. (2001). Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83(1–2), 43–53.
- Hendrickson, C., Horvath, A., Joshi, S., & Lave, L. (1998). Economic input–output models for environmental life-cycle assessment. *Environmental Science & Technology*, 32:184.
- Hoeve, M. T., Gomez-Muñoz, B., Jensen, L. S., & Bruun, S. (2016). Environmental impacts of combining pig slurry acidification and separation under different regulatory regimes e A life cycle assessment. *Journal of Environmental Management* 181, 710-720.
- Honoré, C., & Vautard, R. (2000). Photochemical regimes in urban atmospheres: The influence of dispersion. *Geophysical Research Letters*, 27(13), 1895–1898.
- Huerta, A. R., Güereca, L. P., & Lozano, M. de L. S. R. (2016). Environmental impact of beef production in Mexico through life cycle assessment. *Resources, Conservation and Recycling* 109, 44–53.
- Hui, Y. H. (2012). *Handbook of Meat and Meat Processing*, Second Edition. CRC Press.
- Hyslop J. 2008. Simulated global warming potential and ammonia emission figures for a range of suckler herd breeding strategies and beef cattle finishing systems. In Rowlinson P, Steele M and A Nefzaoui (eds.). *Livestock and Global Climate Change International Conference Proceedings*, Cambridge University Press, UK.
- Instituto Nacional de Estatística. (2015). *Estatísticas Agrícolas 2014*. Instituto Nacional de Estatística, I.P., Lisboa Portugal, 2015.
- Instituto Nacional de Estatística. (2015). *Produção de carne por tipo de carnes e consumo nacional*. Acedido em 18 de maio de 2017, em: <http://www.ine.pt>.
- IPCC. (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. In: Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., Tanabe K. (Eds.), Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, IGES, Japan. <<http://www.ipccnggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm>>.
- IPCC. (2007). *Climate Change 2007: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, RK and Reisinger, A. (eds)]. IPCC, Geneva, Switzerland.
- IPCC. (2014). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- ISO. (2006). *Environmental management - Life cycle assessment - Requirements and guidelines*. ISO 14044. International Organization for Standardization. Genève, Switzerland.

- ISO. (2008). *Gestão ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e enquadramento*. ISO 14040. International Organization for Standardization. Genève, Switzerland.
- Jensen, P. D., Sullivan, T., Carney, C., & Batstone, D. J. (2014). Analysis of the potential to recover energy and nutrient resources from cattle slaughterhouses in Australia by employing anaerobic digestion. *Applied Energy*, 136, 23–31.
- Jiao, H. P., Dale, A. J., Carson, A. F., Murray, S., Gordon, A. W., & Ferris, C. P. (2014). Effect of concentrate feed level on methane emissions from grazing dairy cows. *Journal of Dairy Science*, 97(11), 7043–7053.
- Jolliet, O., Brent, A., Goedkoop, M., Itsubo, N., Mueller-Wenk, R., Peña, C., Schenk, R., Stewart, M., & Weidema, B. (2003b). LCIA Definition Study of the SETAC-UNEP Life Cycle Initiative.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G., & Rosenbaum, R. (2003a) IMPACT 2002+: a new life-cycle impact assessment methodology. *International Journal of LCA* 8: 324-330.
- Joshi, S. (1999). Product environmental life-cycle assessment using input–output techniques. *Journal of Industrial Ecology*, 3:95–120.
- JRC. (2012). *The International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook – general guide for life cycle assessment – detailed guidance*. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Kissinger, M., & Dickler, S. (2016). Interregional bio-physical connections - A “footprint family” analysis of Israel’s beef supply system. *Ecological Indicators*, 69, 882–891.
- Knapp, J. R., Laur, G. L., Vadas, P. A., Weiss, W. P., & Tricarico, J. M. (2014). Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *Journal of Dairy Science*, 97(6), 3231–3261.
- Korpela, T., Kumpulainen, P., Majanne, Y., Häyrynen, A., & Lautala, P. (2017). Indirect NOx emission monitoring in natural gas fired boilers. *Control Engineering Practice*, 65, 11–25.
- Kovacic, I., Waltenbereger, L., & Goullis, G. (2016). Tool for life cycle analysis of facade-systems for industrial buildings. *Journal of Cleaner Production* 130, 260-272.
- Labouze, E., Honoré, C., Moulay, L., Couffignal, B., & Beekmann, M. (2004). Photochemical ozone creation potentials. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 9(3), 187–195.
- Lamnatou, C., Ezcurra-Ciaurriz, X., Chemisana, D., & Pla-Aragonés, L. M. (2016). Environmental assessment of a pork-production system in North-East of Spain focusing on life-cycle swine nutrition. *Journal of Cleaner Production* 137, 105-115.

- Land & Water Australia. (2009). Life Cycle Assessments: A useful tool for Australian agriculture. Climate change research strategy for primary industries.
- Lawson, L. G., Jensen, J. D., Christiansen, P., & Lund, M. (2009). Cost-effectiveness of Salmonella reduction in Danish abattoirs. *International Journal of Food Microbiology* 134, 126–132.
- Leip, A., Weiss, F., Wassenaar, T., Perez, I., Fellmann, T., Loudjani, P., ... Biala, K. (2010). Evaluation of the livestock sector's contribution to the EU greenhouse gas emissions (GGELS) –final report. European Commission, Joint Research Centre, 32.
- Li, B., Ho, S. S. H., Xue, Y., Huang, Y., Wang, L., Cheng, Y., ... Lee, S. (2017). Characterizations of volatile organic compounds (VOCs) from vehicular emissions at roadside environment: The first comprehensive study in Northwestern China. *Atmospheric Environment*, 161, 1–12.
- Lo-Iacono-Ferreira, V. G., Torregrosa-Lopez, J. I., & Capuz-Rizo, S. F. (2016). Use of Life Cycle Assessment methodology in the analysis of Ecological Footprint Assessment results to evaluate the environmental performance of universities. *Journal of Cleaner Production* 133, 43 - 53.
- Loiko, M. R., de Paula, C. M. D., Langone, A. C. J., Rodrigues, R. Q., Cibulski, S., Rodrigues, R. de O., Camargo, A. C., Nero, L. A., Mayer, F. Q., & Tondo, E. C. (2016). Genotypic and antimicrobial characterization of pathogenic bacteria at different stages of cattle slaughtering in southern Brazil. *Meat Science* 116, 193–200.
- Lupo, C. D., D. E. Clay, J. L. Benning, & J. J. Stone. (2013). Life-Cycle Assessment of the Beef Cattle Production System for the Northern Great Plains, USA. *J. Environ. Qual.* 42:1386-1394.
- Luukkanen, J., Kotisalo, N., Fredriksson-Ahomaa, M., & Lunden, J. (2015). Distribution and importance of meat inspection tasks in Finnish high-capacity slaughterhouses. *Food Control* 57, 246-251.
- Marquer, P., Rabade, T., & Forti, R. (2015). Meat production statistics. Eurostat. Disponível em: http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Meat_production_statistics. Acesso em: 06 fev. 2017.
- Martins, C. R., & De Andrade, J. B. (2002). Química atmosférica do enxofre (IV): Emissões, reações em fase aquosa e impacto ambiental. *Quimica Nova*, 25(2), 259–272.
- Meier, M. S., Stoessel, F., Jungbluth, N., Juraske, R., Schader, C., & Stolze, M. (2015). *Journal of Environmental Management* 149, 193-208.
- Mekonnen, M. M., & Hoekstra, A. Y. (2012). A global assessment of the water footprint of farm animal products. *Ecosystems* 15 (3), 401-415.

- Mellouki, A., Wallington, T. J., & Chen, J. (2015). Atmospheric Chemistry of Oxygenated Volatile Organic Compounds: Impacts on Air Quality and Climate. *Chemical Reviews*, 115(10), 3984–4014.
- Mogensen, L., Hermansen, J. E., Halberg, N., Dalgaard, R., Vis, J. C., & Smith, B. G. (2009). Life Cycle Assessment across the Food Supply Chain. Library of Congress Cataloguing-in-Publication Data. Sustainability in the food industry / [edited by] Cheryl Baldwin. – 1st ed.
- Mogensen, L., Kristensen, T., Nielsen, N. I., Spleth, P., Henriksson, M., Swensson, C., Hesse, A., & Vestergaard, M. (2015). Greenhouse gas emissions from beef production systems in Denmark and Sweden. *Livestock Science* 174, 126–143.
- Mogensen, L., Nguyen, T. L. T., Madsen, N. T., Pontoppidan, O., Preda, T., & Hermansen, J. E. (2016). Environmental impact of beef sourced from different production systems - focus on the slaughtering stage: input and output. *Journal of Cleaner Production* 133, 284-293.
- Moreira, L. C. de O. (2012). Comparação entre os poluentes atmosféricos emitidos por uma caldeira flamotubular movida a gás natural e a óleo combustível BPF 2A. *Interações*, 13(2), 49–57.
- Nguyen, T. L. T., Hermansen, J. E., & Mogensen, L. (2010). Environmental consequences of different beef production systems in the EU. *Journal of Cleaner Production*, v. 18, p. 756-766.
- Nguyen, T. T. H., van der Werf, H. M. G., Eugène, M., Veysset, P., Devun, J., Chesneau, G., & Doreau, M. (2012). Effects of type of ration and allocation methods on the environmental impacts of beef-production systems. *Livestock Science*, 145(1–3), 239–251.
- Notarnicola, B., Tassielli, G., Renzulli, P. A., Castellani, V., & Sala, S. (2017). Environmental impacts of food consumption in Europe. *Journal of Cleaner Production*, 140, 753–765.
- O'Brien, D., Bohan, A., Mchugh, N., & Shalloo, L. (2016). A life cycle assessment of the effect of intensification on the environmental impacts and resource use of grass-based sheep farming. *Agricultural Systems* 148, 95–104.
- Ogino, A., Sommart, K., Subepang, S., Mitsumori, M., Hayashi, K., Yamashita, T., & Tanaka, Y. (2016). Environmental impacts of extensive and intensive beef production systems in Thailand evaluated by life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 112, 22-31.
- Oishi, K., Kato, Y., Ogino, A., & Hirooka, H. (2013). Economic and environmental impacts of changes in culling parity of cows and diet composition in Japanese beef cow-calf production systems. *Agricultural Systems*, 115, 95–103.
- Oliveira, R. L., Barbosa, M. A. A. de F., Ladeira, M. M., Silva, M. M. P. da, & Zivian, A. C. (2006). Nutrição e manejo de bovinos de corte na fase de cria. II SIMBOI - Simpósio sobre Desafios e Novas Tecnologias na Bovinocultura de Corte, Brasília-DF.

- Pascale, A., Urmee, T., & Moore, A. (2011). Life cycle assessment of a community hydroelectric power system in rural Thailand. *Renewable Energy*, 36(11), 2799–2808.
- Passuello, A. C. B., Oliveira, A. F. de, Costa, E. B. da, & Kirchheim, A. P. (2014). Aplicação da Avaliação do Ciclo de Vida na análise de impactos ambientais de materiais de construção inovadores: estudo de caso da pegada de carbono de clínqueres alternativos. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 7-20.
- PE International. (2012). GaBi Manual, 1 - 388. Disponível em: http://www.gabi-software.com/fileadmin/GaBi_Manual/GaBi_6_manual.pdf.
- 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.
- Pennington, D. W., Potting, J., Finnveden, G., Lindeijer, E., Jolliet, O., & Rydberg, T. (2004). Life cycle assessment Part 2: Current impact assessment practice. *Environ. Int.*, 30:721–39.
- Peters, G. M., Rowley, H. V., Wiedemann, S., Tucker, R., Short, M. D., & Schulz, M. (2010). Red meat production in Australia: Life cycle assessment and comparison with overseas studies. *Environmental Science and Technology*, 44(4), 1327–1332.
- Pethick, D. W., Ball, A. J., Banks, R. G., & Hocquette, J. F. (2011). Current and future issues facing red meat quality in a competitive market and how to manage continuous improvement. *Animal Production Science*, 51(1), 13–18.
- Phan, N.-T., Kim, K.-H., Parker, D., Jeon, E.-C., Sa, J.-H., & Cho, C.-S. (2012). Effect of beef cattle manure application rate on CH₄ and CO₂ emissions. *Atmospheric Environment*, 63, 327–336.
- Phetteplace, H. W., Johnson, D. E., & Seidl, A. F. (2001). Greenhouse gas emissions from simulated beef and dairy livestock systems in the United States. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60(1–3), 99–102.
- Pinto, E. M. M., Silva, M. E. F., & Brás, I. P. L. (2015). Monitorização do Funcionamento da ETAR de um Matadouro – Caso de Estudo. *Millenium*, 48 (jan/jun). p. 173-183.
- Pizzol, M., Laurent, A., Sala, S., Weidema, B., Verones, F., & Koffler, C. (2017). Normalisation and weighting in life cycle assessment: quo vadis? *International Journal of Life Cycle Assessment*, 22, 1–14.
- Portaria nº 259/2012 de 28 de agosto. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- Quirós, R., Villalba, G., Muñoz, P., Font, X., & Gabarrell, X. (2014). Environmental and agronomical assessment of three fertilization treatments applied in horticultural open field crops. *Journal of Cleaner Production* 67 147-158.

- 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*, volume 30, 701–720.
- Reganold, J. P., & Wachter, J. M. (2016). Organic agriculture in the twenty-first century. *Nature plants*. Article number: 15221, doi: 10.1038/nplants.2015.221.
- Röder, M., Whittaker, C., & Thornley, P. (2015). How certain are greenhouse gas reductions from bioenergy? Life cycle assessment and uncertainty analysis of wood pellet-to-electricity supply chains from forest residues. *Biomass and Bioenergy*, 79, 50–63.
- Rodrigues, A. M. (1998). Sistemas de produção de bovinos de carne. *Revista Técnica do Extensivo*, n.º 0: 13-21.
- Roer, A. G., 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*, 155(2–3), 384–396.
- Rokni, E., Panahi, A., Ren, X., & Levendis, Y. A. (2016). Curtailing the generation of sulfur dioxide and nitrogen oxide emissions by blending and oxy-combustion of coals. *Fuel*, 181, 772–784.
- Ruviaro, C. F., De Léis, C. M., Lampert, V. D. 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*, 96, 435–443.
- Saade, M. R. M., Silva, M. G. S., & Gomes, V. (2014). A Avaliação do Ciclo de Vida – ACV, e a etapa de avaliação de impactos ambientais: considerações sobre o uso de diferentes métodos e seus reflexos nos resultados finais. *Nature online* 12 (3): 109-116.
- Salvador, S., Corazzin, M., Piasentier, E., & Bovolenta, S. (2016). Environmental assessment of small-scale dairy farms with multifunctionality in mountain areas. *Journal of Cleaner Production* 124 94-102.
- Santagata, R., Ripa, M., & Ulgiati, S. (2017). An environmental assessment of electricity production from slaughterhouse residues. Linking urban, industrial and waste management systems. *Applied Energy* 186, 175–188.
- Schils, R. L. M., de Haan, M. H. A., Hemmer, J. G. A., van den Pol-van Dasselaar, A., de Boer, J. A., Evers, A. G., ... Zom, R. L. G. (2007). DairyWise, A Whole-Farm Dairy Model. *Journal of Dairy Science*, 90(11), 5334–5346.
- Scollan, N., Moran, D., Kim, E. J., & Thomas, C. (2010). The environmental impact of meat production systems. Report to the International Meat Secretariat, (July 2010), 65. Retrieved from <http://www.meat-ims.org/home/>.
- Seppälä, J., Posch, M., Johansson, M., & Hettelingh, J.-P. (2006). Country-dependent Characterisation Factors for Acidification and Terrestrial Eutrophication Based on

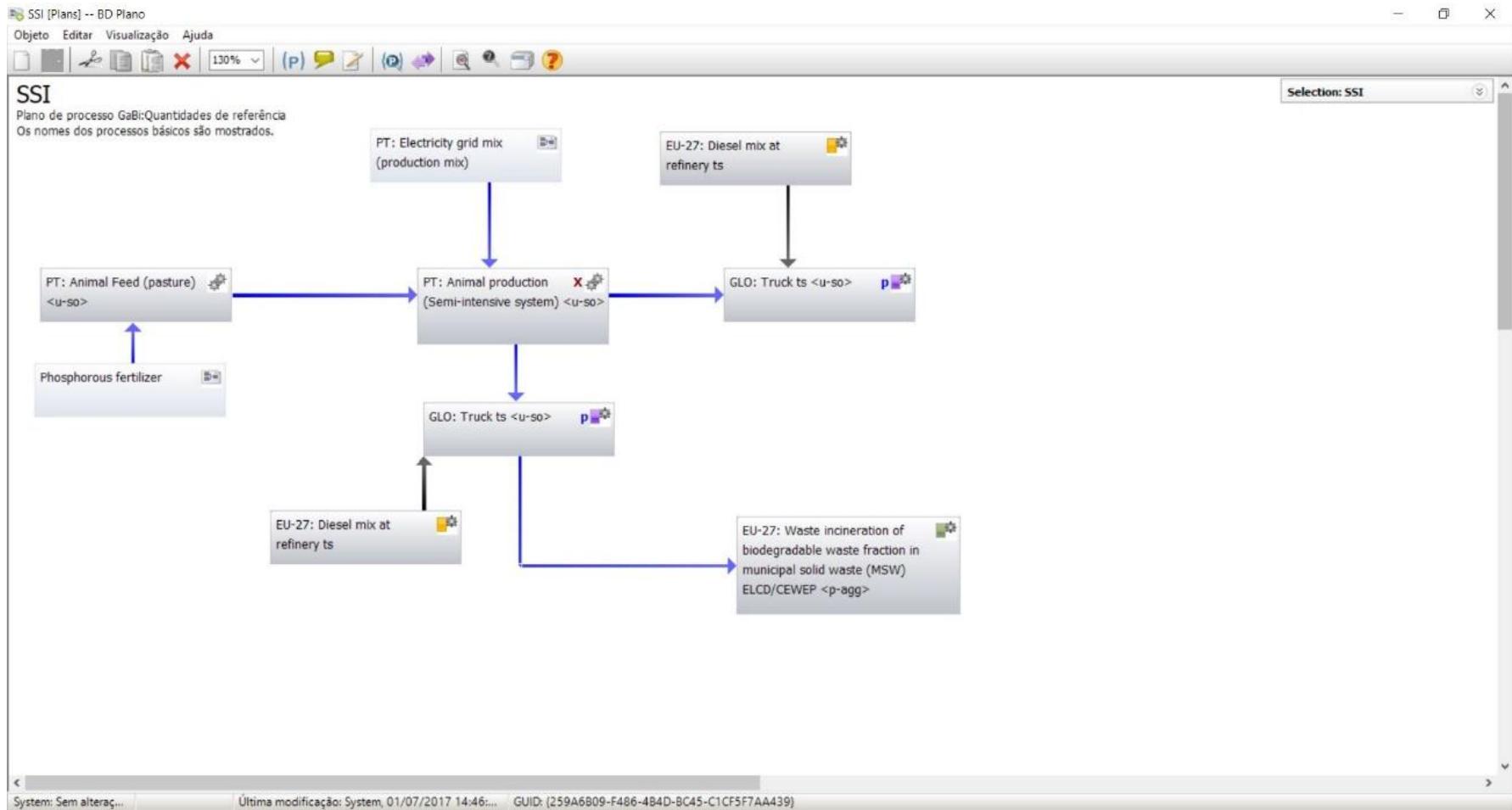
- Accumulated Exceedance as an Impact Category Indicator. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(6), 403–416.
- Sharma, S., Sharma, P., & Khare, M. (2017). Photo-chemical transport modelling of tropospheric ozone: A review. *Atmospheric Environment*, 159, 34–54.
- Silva, R., Amaro, A., Seabra, T., Pina, A., Borges, M., Canaveira, P., & Pereira, T. C. (2017). Emissões de Poluentes Atmosféricos por Concelho 2015: Gases acidificantes e eutrofizantes, precursores de ozono, partículas, metais pesados, poluentes orgânicos persistentes e gases com efeito de estufa. *Agência Portuguesa Do Ambiente Data*, 1–42.
- Sjølie, H. K., & Solberg, B. (2011). Greenhouse gas emission impacts of use of Norwegian wood pellets: A sensitivity analysis. *Environmental Science and Policy*, 14(8), 1028–1040.
- Sleeswijk, A. W., van Oers, L. F. C. M., Guinée, J. B., Struijs, J., & Huijbregts, M. A. J. (2008). Normalisation in product life cycle assessment: An LCA of the global and European economic systems in the year 2000. *Science of the Total Environment*, 390(1), 227–240.
- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., ... Smith, J. (2008). Greenhouse gas mitigation in agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 789–813.
- Stackhouse-Lawson, K. R., Calvo, M. S., Place, S. E., Armitage, T. L., Pan, Y., Zhao, Y., & Mitloehner, F. M. (2014). Growth promoting technologies reduce greenhouse gas, alcohol, and ammonia emissions from feedlot cattle. *Journal of Animal Science*, 91(11), 5438–5447.
- Strappini, A. C., Metz, J. H. M., Gallo, C. B., & Kemp, B. (2009). Origin and assessment of bruises in beef cattle at slaughter. *Animal*, 3(5), 728–736.
- Thinkstep. What is GaBi Software? Disponível em: <<http://www.gabi-software.com/international/overview/what-is-gabi-software/>>. Acesso em: 16 nov. 2016.
- Tichenor, N. E., Peters, C. J., Norris, G. A., Thoma, G., & Griffin, T. S. (2017). Life cycle environmental consequences of grass-fed and dairy beef production systems in the Northeastern United States. *Journal of Cleaner Production*, 142.
- Turconi, R., Boldrin, A., & Astrup, T. (2013). Life cycle assessment (LCA) of electricity generation technologies: Overview, comparability and limitations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 28, 555–565.
- UNEP. (2000). Danish Environmental Protection Agency. Cleaner production assessment in meat processing. Danish Ministry of Environment and Energy.
- USDA - United States Department of Agriculture. (1999). Generic HACCP Model for Beef Slaughter. Food Safety and Inspection Service.

- USDA/Foreign Agricultural Service. (2016). *Livestock and Poultry: World Markets and Trade*. Office of Global Analysis.
- Velarde, C. U. L. (1981). *Manejo de sistemas de producción de leche en el Trópico*. Turrialba, Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 58 p.
- Vergé, X. P. C., Dyer, J. A., Desjardins, R. L., & Worth, D. (2008). Greenhouse gas emissions from the Canadian beef industry. *Agricultural Systems*, 98(2), 126–134.
- Vries, M. de, & Boer, I. J. M. de. (2010). Comparing environmental impacts for livestock products: a review of life cycle assessments. *Livest. Sci.* 128, 1-11.
- Wang, X., Chen, Y., Sui, P., Gao, W., Qin, F., Zhang, J., & Wu, X. (2014). Emergy analysis of grain production systems on large-scale farms in the North China Plain based on LCA. *Agricultural Systems* 128 66–78.
- Webb, J., Ryan, M., Anthony, S. G., Brewer, A., Laws, J., Aller, M. F., & Misselbrook, T. H. (2006). Cost-effective means of reducing ammonia emissions from UK agriculture using the NARSES model. *Atmospheric Environment*, 40(37), 7222–7233.
- Wei, T., Dong, W., Yan, Q., Chou, J., Yang, Z., & Tian, D. (2016). Developed and Developing World Contributions to Climate System Change Based on Carbon Dioxide, Methane and Nitrous Oxide Emissions. *Advances in atmospheric sciences*, vol. 33, 632–643.
- White, R. R., Brady, M., Capper, J. L., & Johnson, K. A. (2014). Optimizing diet and pasture management to improve sustainability of U . S . beef production. *Agricultural Systems*, 130, 1–12.
- Wieczorek, K., Denis, E., Lynch, O., & Osek, J. (2013). Molecular characterization and antibiotic resistance profiling of *Campylobacter* isolated from cattle in Polish slaughterhouses. *Food Microbiology* 34, 130-136.
- Wiedemann, S. G., Henry, B. K., McGahan, E. J., Grant, T., Murphy, C. M., & Niethé, G. (2015). Resource use and greenhouse gas intensity of Australian beef production: 1981-2010. *Agricultural Systems*, 133, 109–118.
- Willers, C. D. (2014). *Avaliação dos impactos ambientais da pecuária de corte semi-intensiva*. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia. Bahia.
- Williams, A.G., Audsley, E. & Sandars, D.L. (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report. Defra Research Project IS0205. Bedford: Cranfield University and Defra. Available on www.silsoe.cranfield.ac.uk, and www.defra.gov.uk.
- Wittenberg, K. M. (2008). Enteric methane emissions and mitigation opportunities for Canadian cattle production systems. The Vaccine and Infectious Disease Organization, Beef Technical Group.

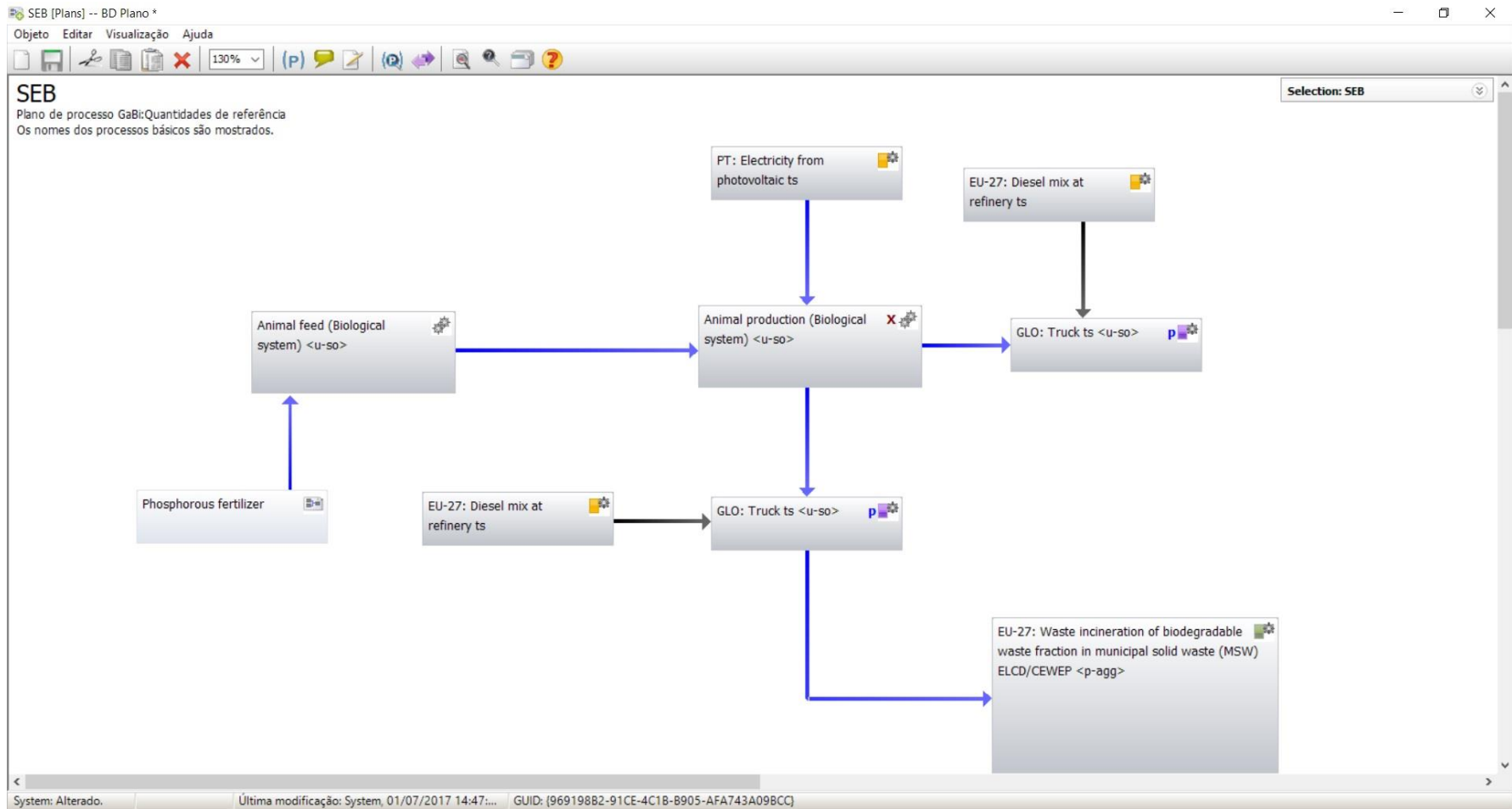
- Wood, R., Lenzen, M., Dey, C., & Lundie, S. (2006). A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia. *Agricultural Systems*, 89(2–3), 324–348.
- World Bank Group. (2007). Environmental, Health and Safety (EHS) Guidelines for Meat Processing. General EHS Guidelines: Environmental Wastewater and Ambient Water Quality.
- Yasar, A., Rasheed, R., Tabinda, A. B., Tahir, A., & Sarwar, F. (2017). Life cycle assessment of a medium commercial scale biogas plant and nutritional assessment of effluent slurry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 67, 364–371.
- Yue, T., Yue, X., Chai, F., Hu, J., Lai, Y., He, L., & Zhu, R. (2017). Characteristics of volatile organic compounds (VOCs) from the evaporative emissions of modern passenger cars. *Atmospheric Environment*, 151, 62–69.
- Zanchi, G., Pena, N., & Bird, N. (2012). Is woody bioenergy carbon neutral? A comparative assessment of emissions from consumption of woody bioenergy and fossil fuel. *GCB Bioenergy*, 4(6), 761–772.
- Zucaro, A., Forte, A., De Vico, G., & Fierro, A. (2016). Environmental loading of Italian semi-intensive snail farming system evaluated by means of life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 125, 56–67.

9 Anexos

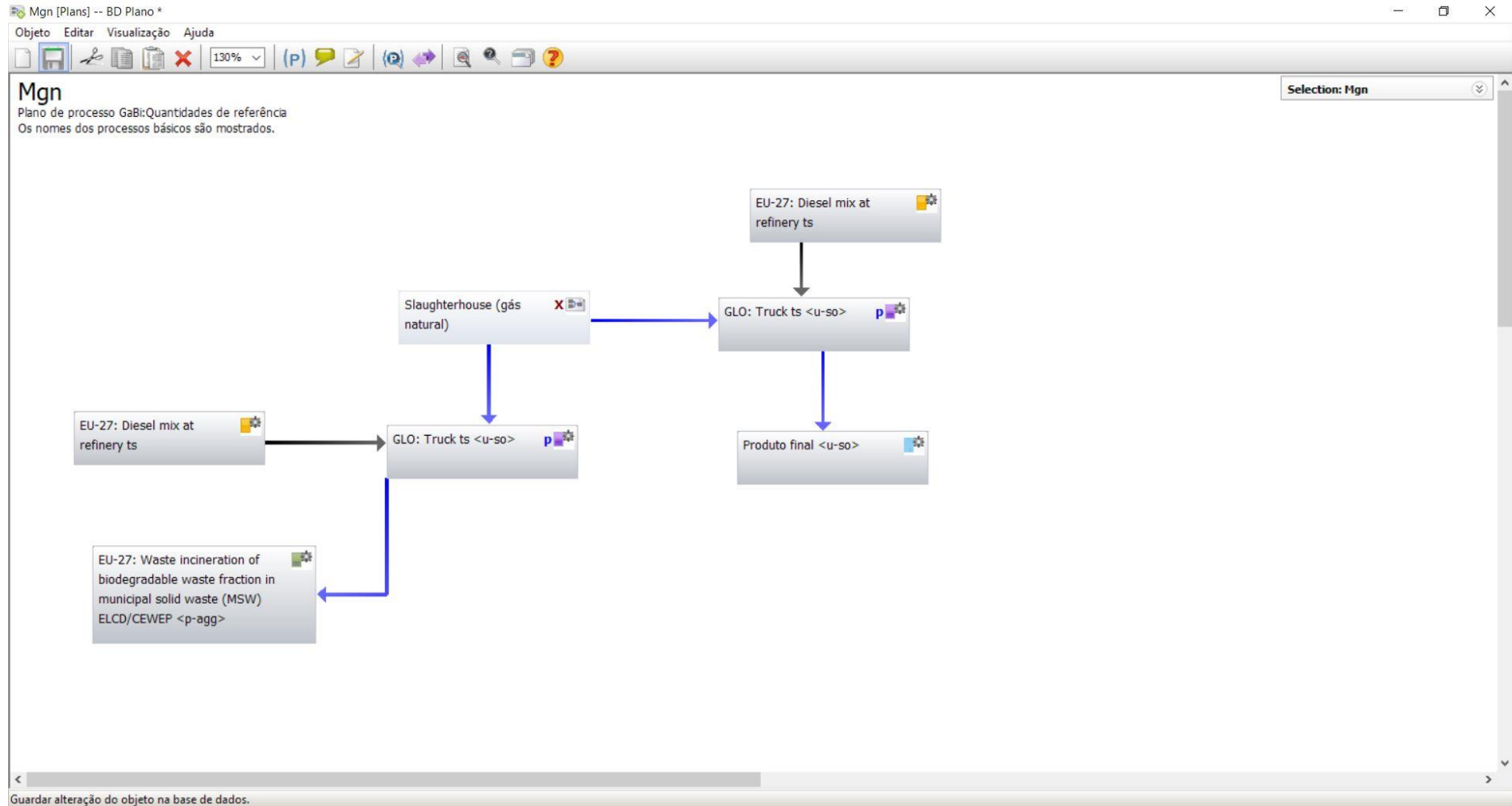
Anexo A - Fluxograma do SSI inserido no programa GaBi 6.0.



Anexo B - Fluxograma do SEB inserido no programa GaBi 6.0.



Anexo C - Fluxograma do Mgn inserido no programa GaBi 6.0.



Anexo D - Fluxograma do Mgp inserido no programa GaBi 6.0.

