

UNIVERSIDADE DE LISBOA

FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA



UNIVERSIDADE
DE LISBOA



ESTIMATIVA DA PEGADA CARBÓNICA DE DUAS EXPLORAÇÕES LEITEIRAS
PORTUGUESAS: UMA EM REGIME CONVENCIONAL E OUTRA EM REGIME BIOLÓGICO

LILAS CHARLOTTE CLAIRE POTTING

ORIENTADOR:
Doutor José Ricardo Dias Bexiga

TUTOR:
Dr. André Elias Silva

2024

UNIVERSIDADE DE LISBOA

FACULDADE DE MEDICINA VETERINÁRIA



UNIVERSIDADE
DE LISBOA



ESTIMATIVA DA PEGADA CARBÓNICA DE DUAS EXPLORAÇÕES LEITEIRAS
PORTUGUESAS: UMA EM REGIME CONVENCIONAL E OUTRA EM REGIME BIOLÓGICO

DISSERTAÇÃO DO MESTRADO INTEGRADO EM MEDICINA VETERINÁRIA

LILAS CHARLOTTE CLAIRE POTTING

JÚRI

PRESIDENTE

Doutor Fernando Jorge Silvano Boinas

VOGAIS

Doutor George Thomas Stilwell

Doutor José Ricardo Dias Bexiga

ORIENTADOR

Doutor José Ricardo Dias Bexiga

TUTOR

Dr. André Elias Silva

2024

DECLARAÇÃO RELATIVA ÀS CONDIÇÕES DE REPRODUÇÃO DA DISSERTAÇÃO

Nome: Lilas Charlotte Claire Potting

Título da Tese ou Dissertação: Estimativa da pegada carbónica de duas explorações leiteiras portuguesas: uma em regime convencional e outra em regime biológico

Ano de conclusão (indicar o da data da realização das provas públicas): 2024

Designação do curso de Mestrado ou de Mestrado Integrado em Medicina Veterinária
Doutoramento:

Área científica em que melhor se enquadra (assinale uma):

- Clínica Produção Animal e Segurança Alimentar
 Morfologia e Função Sanidade Animal

Declaro sobre compromisso de honra que a tese ou dissertação agora entregue corresponde à que foi aprovada pelo júri constituído pela Faculdade de Medicina Veterinária da ULISBOA.

Declaro que concedo à Faculdade de Medicina Veterinária e aos seus agentes uma licença não-exclusiva para arquivar e tornar acessível, nomeadamente através do seu repositório institucional, nas condições abaixo indicadas, a minha tese ou dissertação, no todo ou em parte, em suporte digital.

Declaro que autorizo a Faculdade de Medicina Veterinária a arquivar mais de uma cópia da tese ou dissertação e a, sem alterar o seu conteúdo, converter o documento entregue, para qualquer formato de ficheiro, meio ou suporte, para efeitos de preservação e acesso.

Retenho todos os direitos de autor relativos à tese ou dissertação, e o direito de a usar em trabalhos futuros (como artigos ou livros).

Concordo que a minha tese ou dissertação seja colocada no repositório da Faculdade de Medicina Veterinária com o seguinte estatuto (assinale um):

- Disponibilização imediata do conjunto do trabalho para acesso mundial;
- Disponibilização do conjunto do trabalho para acesso exclusivo na Faculdade de Medicina Veterinária durante o período de 6 meses, 12 meses, sendo que após o tempo assinalado autorizo o acesso mundial*;

* Indique o motivo do embargo (OBRIGATÓRIO)

Nos exemplares das dissertações de mestrado ou teses de doutoramento entregues para a prestação de provas na Universidade e dos quais é obrigatoriamente enviado um exemplar para depósito na Biblioteca da Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade de Lisboa deve constar uma das seguintes declarações (incluir apenas uma das três):

- É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO INTEGRAL DESTA TESE/TRABALHO APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE.
- É AUTORIZADA A REPRODUÇÃO PARCIAL DESTA TESE/TRABALHO (indicar, caso tal seja necessário, nº máximo de páginas, ilustrações, gráficos, etc.) APENAS PARA EFEITOS DE INVESTIGAÇÃO, MEDIANTE DECLARAÇÃO ESCRITA DO INTERESSADO, QUE A TAL SE COMPROMETE.
- DE ACORDO COM A LEGISLAÇÃO EM VIGOR, (indicar, caso tal seja necessário, nº máximo de páginas, ilustrações, gráficos, etc.) NÃO É PERMITIDA A REPRODUÇÃO DE QUALQUER PARTE DESTA TESE/TRABALHO.

Faculdade de Medicina Veterinária da Universidade de Lisboa, 15 de Março de 2024

(indicar aqui a data da realização das provas públicas)

Assinatura: _____

Agradecimentos

Em primeiro lugar, ao Professor Ricardo Bexiga, por ter sido um orientador tão presente do início ao fim. Um grande obrigado, não só pela infinita paciência e disponibilidade, como também pelo incentivo com este tema diferente mas tão interessante.

Ao Dr. André Silva, por me receber no estágio curricular, pela simpatia e por todos os conhecimentos que me transmitiu em tão pouco tempo.

Aan het Team van Stad tot Wad, hartelijk dank aan iedereen voor de geweldige stage. Ik heb heel veel geleerd met jullie. En Amarins, bedankt dat je me zo goed hebt ontvangen, ik voelde me alsof ik thuis was.

Ao Dr. Nuno Gaspar pela ajuda e pelas conversas que me fizeram refletir com mais profundidade sobre este tema.

Melissa, a ti também, pelo apoio e ajuda mesmo sem me conheceres bem.

Ao Gonçalo, pela ajuda, sobretudo nesta reta final.

Ao Luís, pelo apoio.

À Filipa, por todos estes anos de faculdade. Sem ti teria ficado algures no segundo ano, por me ter esquecido de entregar algum papel ou de aparecer em algum evento obrigatório. E por seres a melhor amiga de curso que poderia ter pedido.

Aos meus amigos da universidade, à Mariana, à Joana, ao Rúben, ao Rodrigo... To all my friends I made abroad.

À Marta, pelas gargalhadas e todos os planos sempre extraordinários.

À Inês, que me acompanha desde tão longe. Aos meus amigos de Loulé.

À Christian, qui serait fier de moi.

À ma Maman. Aan mijn Papa. Sans vous rien ne serait possible. Zonder jullie zou niets mogelijk zijn.

Obrigada.

Estimativa da Pegada Carbónica de duas Explorações Leiteiras Portuguesas: uma em Regime Convencional e outra em Regime Biológico

Resumo

Os produtos da indústria leiteira constituem uma fonte de alimento importante para a alimentação humana, no entanto, a sua produção acarreta um custo ambiental associado à emissão de gases de efeito de estufa. De modo a quantificar a pegada carbónica das explorações pecuárias, surgiram nos últimos anos numerosos estudos e calculadoras com o objetivo de determinar as emissões de gases. Contudo, pela complexidade individual inerente a cada sistema produtivo, os estudos apresentam com frequência diferenças nos métodos e consequentes resultados obtidos. Este estudo visou a determinação e comparação da pegada carbónica de duas explorações leiteiras portuguesas no ano 2022, sendo uma de regime convencional e outra de regime biológico com os animais em pastoreio. Foi usada a metodologia proposta pelo Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC) para calcular os gases associados à fermentação entérica, ao armazenamento de efluentes e à aplicação de azoto nos solos. Foram igualmente incluídas as emissões associadas à importação de alimento, assim como o consumo de combustíveis fósseis e eletricidade. Por fim, foi usado o modelo Rothamsted Carbon Model para estimar a quantidade de carbono sequestrado no solo das pastagens naturais da exploração em regime biológico.

Os resultados obtidos mostraram uma pegada carbónica de 1,43 kg CO₂-eq/ kg de leite corrigido para a energia (ECM) para a exploração em regime convencional e 2,82 kg CO₂-eq/ kg ECM para a exploração em regime biológico. Ao considerar o valor de sequestro nas pastagens naturais, a pegada carbónica da segunda foi reduzida para 2,06 kg CO₂-eq/ kg ECM. A importação de alimento representou a maior fonte de emissão na exploração convencional, ao passo que, na biológica, foi a fermentação entérica o principal contributo para a pegada carbónica.

A quantificação dos gases emitidos pelas diversas fontes pode constituir um ponto de partida para a instauração de medidas de mitigação de gases de efeito de estufa nestas duas explorações, tais como o refúgio dos animais pouco produtivos, alterações na dieta e no manejo dos efluentes. O uso destes dois sistemas distintos permitiu ilustrar a importância da produtividade dos animais na diminuição de emissões por litro de leite, e, ainda, o possível impacto do sequestro de carbono no valor final da pegada carbónica.

Palavras-chave: Pegada carbónica, Exploração leiteira, Portugal, Agricultura convencional, Agricultura biológica

Estimation of the Carbon Footprint of the Portuguese Dairy Farms: one with Conventional Production and the other with Organic Production

Abstract

Dairy products constitute an important food source for human consumption; however, their production entails an environmental cost associated with the emission of greenhouse gases. In order to quantify the carbon footprint of farms, numerous studies and calculators have emerged in recent years with the aim of determining gas emissions. However, due to the individual complexity existing in different systems, studies often present differences in the methods and subsequent results obtained.

This study aimed to determine the carbon footprint of two Portuguese dairy farms for the year 2022, comparing a conventional with a pasture-based organic farm. The methodology proposed by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) was used to calculate gases associated with enteric fermentation, effluent storage and nitrogen application to soils. Emissions associated with food imports, as well as the consumption of fossil fuels and electricity, were also included. Finally, the Rothamsted Carbon Model was used to estimate the amount of carbon sequestered in the soil of natural pastures on the biological farm.

The results obtained showed a carbon footprint of 1.43 kg CO₂-eq/ kg of energy-corrected milk (ECM) for the conventional farm and 2.82 kg CO₂-eq/ kg ECM for the organic farm. When considering the carbon sequestration in natural pastures, the carbon footprint of the organic farm was reduced to 2.06 kg CO₂-eq/ kg ECM. Feed import was the largest source of emissions on the conventional farm, while on the organic farm the carbon footprint was mainly associated with enteric fermentation.

The quantification of gases emitted by different sources can constitute a starting point for the implementation of greenhouse gas mitigation measures on these two farms, such as the culling of unproductive animals, changes in diet and in effluent management. The use of these two different systems shows the importance of animal productivity in reducing emissions per liter of milk, as well as the possible impact of carbon sequestration in natural pastures on the final value of the carbon footprint.

Keywords: Carbon footprint, Dairy farm, Portugal, Conventional agriculture, Organic agriculture

Índice Geral

Agradecimentos	iii
Resumo.....	iv
Abstract.....	v
Índice Geral.....	vi
Índice de Figuras.....	ix
Índice de Tabelas	x
Índice de Gráficos	xi
Lista de Abreviaturas.....	xii
Capítulo I – Relatório de atividades desenvolvidas.....	1
Capítulo II – Introdução	2
Capítulo III – Revisão Bibliográfica.....	3
1. Introdução.....	3
2. Emissão de gases de efeito de estufa	3
2.1 Gases de efeito de estufa e contexto histórico	3
2.2 Impacto do setor da pecuária nas emissões de gases	4
2.3 Ciclo do carbono, emissões de dióxido de carbono e sequestro nos solos.....	5
2.4 Ciclo do azoto e emissões de óxido nitroso.....	6
3. Emissões de gases de efeito de estufa nas explorações	6
3.1 Flora ruminal e emissões pela fermentação entérica.....	6
3.2 Emissões pelos efluentes pecuários.....	7
4. Estratégias de mitigação de gases de efeito de estufa	9
4.1 Dieta dos animais.....	9
4.2 Maneio Produtivo dos Animais	12
4.3 Gestão dos efluentes.....	13
4.4 Solos agrícolas.....	15
5. Produção intensiva e biológica	16
6. Cálculo da pegada carbónica.....	17

Capítulo IV – Material e Métodos	19
1. Caracterização do estudo	19
2.1 Descrição das explorações	20
2.1.1 Exploração convencional (A).....	20
2.1.2 Exploração biológica (B)	21
2.2 Metodologia e recolha de dados	23
2.2.1 Cálculo das emissões de metano da fermentação ruminal	24
2.2.2 Cálculo das emissões de metano dos efluentes pecuários	25
2.2.3 Cálculo das emissões de óxido nitroso	27
2.2.4 Cálculo da energia	32
2.2.5 Cálculo das emissões provenientes de produtos do exterior.....	32
2.2.6 Análise do coproduto “carne”	33
2.2.7 Sequestro de carbono nos solos.....	33
Capítulo V- Resultados.....	36
1. Apresentação das emissões das duas explorações.....	36
1.1 Emissões provenientes do metano entérico	37
1.2 Emissões de metano relativas ao armazenamento de efluentes pecuários	38
1.3 Emissões de óxido nitroso do armazenamento de efluentes pecuários.....	40
1.4 Emissões de óxido nitroso proveniente da aplicação de azoto no solo.....	41
1.5 Emissões relativas à importação de alimentos	43
1.6 Sequestro de carbono no solo.....	44
Capítulo VI- Discussão	45
1. Emissões das duas explorações.....	45
1.1 Emissões de metano a partir da fermentação entérica	46
1.2 Emissão de metano a partir do armazenamento de efluentes pecuários	48
1.3 Óxido nitroso proveniente dos efluentes pecuários	51
1.4 Óxido nitroso proveniente dos solos.....	52
1.5 Alimento importado	53
1.6 Sequestro de carbono nos solos	55

1.7 Limitações	56
Capítulo VII – Conclusão.....	58
Bibliografia	59
Anexos	66
Anexo 1- Tabelas com a caracterização dos subgrupos das explorações	66
Anexo 2- Tabelas relativas à emissão de metano entérico para cada subgrupo das explorações.....	67
Anexo 3- Tabelas relativas à emissão de metano dos efluentes pecuários pelos subgrupos das explorações	68
Anexo 4- Tabelas relativas à emissão de óxido nitroso dos efluentes pecuários pelos subgrupos das explorações.....	69
Anexo 5- Tabelas relativas às adições de azoto ao solo das explorações e consequentes emissões de óxido nitroso das explorações	70
Anexo 6- Tabela relativa às emissões decorrentes da produção de fertilizantes sintéticos ..	71
Anexo 7- Tabela relativa às emissões do co-produto “carne” das explorações	71
Anexo 8- Resumo das emissões totais para a exploração A e produção anual de leite.....	72
Anexo 9- Resumo das emissões totais para a exploração B e produção anual de leite.....	73

Índice de Figuras

Figura 1 - Produção de óxido nitroso a partir das reações de nitrificação e desnitrificação, adaptado de Chadwick et al. (2011).	8
Figura 2 - Metodologia usada para a estimativa do cálculo da pegada carbónica.	18
Figura 3 - Representação das fronteiras estabelecidas para os dois sistemas em estudo. ..	20
Figura 5- Esquematização das adições de azoto e consequentes emissões de óxido nitroso diretas e indiretas, para os campos de cultivo da exploração A (Figura original).	42
Figura 6- Esquematização das adições de azoto e consequentes emissões de óxido nitroso diretas e indiretas, para os campos de cultivo da exploração B (Figura original).	42

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Subgrupos estabelecidos para a exploração A, com número respectivo de animais.....	21
Tabela 2 - Subgrupos estabelecidos para as vacas de leite da exploração B, com número respectivo de animais.	22
Tabela 3 - Subgrupos estabelecidos para as vacas de carne da exploração B, com número respectivo de animais.	22
Tabela 4- Inputs necessários para a criação de um cenário pelo modelo RothC.....	35
Tabela 5 - Contributo de cada fonte analisada para a pegada carbónica final da exploração.	36
Tabela 6 – Comparação entre os parâmetros relativos às emissões de metano entérico para uma vaca leiteira em lactação, na exploração A e na exploração B.	37
Tabela 7 - Emissão de metano relativa ao armazenamento de efluentes em cada subgrupo da exploração A e parâmetros dos quais este é dependente.	38
Tabela 8 - Emissão de metano relativa ao armazenamento de efluentes em cada subgrupo das vacas de leite da exploração B e parâmetros dos quais este é dependente.	39
Tabela 9 - Emissões de óxido nitroso segundo o tipo de armazenamento de efluentes na exploração A.	40
Tabela 10 - Emissões de óxido nitroso segundo o tipo de armazenamento de efluentes nas vacas de leite da exploração B.....	40
Tabela 11 – Inventário de alimentos importados e fatores de emissão para a exploração A.	43
Tabela 12 – Inventário de alimentos importados e fatores de emissão para a exploração A.	43
Tabela 13 – Carbono sequestrado pelas pastagens naturais da exploração B.....	44

Índice de Gráficos

Gráfico 1 – Contribuição das diferentes categorias para a pegada carbónica de uma exploração leiteira convencional, em 2015, com respetiva legenda, adaptado de FAO e GDP (2019).....	5
Gráfico 2 - Impacto de cada gás de efeito de estufa emitido na pegada carbónica total das exporações.....	37

Lista de Abreviaturas

ACV- Análise de Ciclo de Vida

BIO- Biomassa microbiana

B₀- Capacidade máxima de produção de metano

CO₂-eq- Dióxido de carbono equivalentes

DE- Energia Digerível da dieta

DMI- Ingestão de Matéria Seca

DPM- Matéria Vegetal Degradável

ECM- Leite corrigido para a energia

EF- Fator de Emissão

EU- União Europeia

FAO- Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura

FE- Eficiência Alimentar

GDP- Global Dairy Platform

GE- Energia Bruta da dieta

GWP- Potencial de Aquecimento Global

HUM- matéria Orgânica Humificada

IDF- International Dairy Federation

IPCC- Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas

IPMA- Instituto Português do Mar e da Atmosfera

ISO- Organização Internacional de Normalização

kWh- Kilowatt-hora

MCF- Fator de Conversão de Metano

MY- *Methane Yield*

Nex- Azoto excretado por animal

RPM- Matéria Vegetal Resistente

SOC- Carbono Orgânico Total do Solo

SOM- Matéria Orgânica do Solo

TMR- *Total Mixed Rations*

TOC- Carbono Orgânico Total

UE- Energia Urinária

UNDP- Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

UNEP- Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente

UNFCCC- Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas

VS- Sólidos Voláteis excretados por animal

WMO- Organização Meteorológica Mundial

3-NOP- 3-Nitrooxipropanol

Capítulo I – Relatório de atividades desenvolvidas

O estágio curricular do Mestrado Integrado em Medicina Veterinária decorreu no ano letivo 2022/23 e foi repartido em dois locais. Primeiramente, de 12 de setembro a 26 de outubro de 2022, sucedeu sob a orientação do Dr. André Silva, médico-veterinário a tempo inteiro na exploração leiteira Agropecuária Campino, situada em Campo Maior, onde desempenhava simultaneamente as funções de gestor do efetivo, gestor de recursos humanos, clínico e cirurgião.

Foi possível acompanhá-lo e participar diariamente em tarefas no âmbito de controlo reprodutivo do efetivo, como diagnóstico de gestação por palpação e ecografia transretal, aplicação de protocolos hormonais para sincronização deaios e inseminação artificial. Ocorreram variados casos de partos distócicos em que existiu necessidade de intervenção. Participou-se em vacinações de vacas secas e de vitelos para doença respiratória. Ao longo das várias semanas, foi possível o acompanhamento de numerosos casos clínicos, tal como pneumonias e diarreia neonatais, mastites clínicas, metrites e endometrites, com aplicação do respetivo plano terapêutico.

Em paralelo, tomou-se parte nas várias atividades quotidianas na exploração, nomeadamente na preparação do leite de substituição e distribuição pelos vitelos, primeiros encolostramentos por sonda e desinfeção do umbigo, assim como, mais tarde, descorna.

Seguidamente, o estágio decorreu na clínica Van Stad tot Wad, nos Países Baixos, entre o período de 7 novembro de 2022 a 20 de janeiro de 2023. Nesta clínica, com uma equipa de nove veterinários de grandes animais, acompanhou-se diariamente os mesmos nas suas visitas a explorações, maioritariamente de bovinos leiteiros, mas também de ovinos e caprinos.

As visitas de rotina consistiam em diagnósticos de gestação por ecografia, acompanhamento pós-parto, vacinação, descorna e acompanhamento anual de explorações. Foi igualmente possível assistir e participar em numerosos casos, com os respetivos exames clínicos, diagnósticos e terapia, ajudar em cirurgias de deslocamento do abomaso à esquerda e direita, cesariana e hérnia umbilical, assim como a intervenção em torções uterinas e outros partos distócicos. As torções uterinas foram resolvidas manualmente por rotação do feto por via vaginal, e, quando necessário, com o auxílio de uma barra de destorção. Devido a um surto local de Rinotraqueíte Infecciosa Bovina, participou-se igualmente na colheita de amostras nasais assim como na vacinação de numerosas explorações.

Capítulo II – Introdução

Nos últimos anos, um grande número de estudos tem procurado estimar a pegada carbónica relativa à produção leiteira. No entanto, as análises efetuadas para explorações padronizadas não refletem, muitas vezes, a variabilidade e a complexidade individual intrínsecas a cada exploração, o que complica a adoção de medidas mitigadoras de gases de efeito de estufa para cada caso em particular. Paralelamente, os diferentes estudos apresentam incongruências no método usado, o que dificulta a comparação entre as explorações e os respetivos tipos de produção.

Esta dissertação tem como objetivo efetuar uma estimativa da pegada carbónica de duas explorações leiteiras portuguesas distintas, sendo uma de regime biológico e outra de regime convencional. Espera-se determinar as maiores fontes de emissões de gases de efeito de estufa dentro de cada exploração, comparando as duas, e identificar a origem destas diferenças. Espera-se ainda incluir na pegada carbónica o eventual sequestro de carbono nos solos das pastagens naturais. O estudo individual das explorações poderá constituir o ponto de partida para a definição e eventual implementação de medidas mitigadoras adequadas para o sistema em questão.

Capítulo III – Revisão Bibliográfica

1. Introdução

Os produtos provenientes da indústria leiteira constituem uma importante fonte de nutrientes para a população humana. No entanto, a sua produção tem implicações ambientais, emitindo três gases de efeito de estufa principais: o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O) (FAO and GDP 2019). Ao longo dos anos, a procura global destes produtos originou um crescimento da produção, associado a um aumento mundial da emissão de gases de efeito de estufa, nomeadamente de 15% entre 2005 e 2015 (FAO and GDP 2019). Contudo, sem os esforços do setor leiteiro relativos à melhoria da eficiência produtiva, o aumento deste impacto teria sido de 38%, em vez dos 15% observados durante este período (FAO and GDP 2019).

O uso da análise do ciclo de vida para o cálculo das emissões em cada exploração leiteira em particular, permite determinar quais os impactos ambientais provocados por cada estágio do ciclo de produção. Assim, possibilita a identificação das fontes com particular importância nas emissões de gases, facilitando a instauração de medidas de mitigação adaptadas à exploração.

2. Emissão de gases de efeito de estufa

2.1 Gases de efeito de estufa e contexto histórico

As alterações climáticas referem-se a mudanças a longo prazo nos padrões climáticos. Desde o início da era industrial, maioritariamente devido à queima de combustíveis fósseis, as atividades humanas têm sido o principal fator para estas alterações, ao emitir para a atmosfera quantidades consideráveis de gases de efeito de estufa (UNDP 2023). O equilíbrio radiativo da atmosfera, em que a energia que entra na atmosfera é equivalente àquela que sai, tem sido perturbado com o aumento da concentração de gases, tendo como consequência a subida da temperatura (Lynch et al. 2020).

Estima-se que as emissões globais de gases de efeito de estufa tenham sido de 59 GtCO₂-eq no ano de 2019, o que corresponde a um aumento de 12% relativamente ao ano de 2010 e de 54% relativamente a 1990. O principal gás de efeito estufa é o dióxido de carbono (CO₂), proveniente sobretudo da queima de combustíveis fósseis e da indústria, seguido pelo metano (CH₄) (IPCC 2023).

O Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC), criado em 1988 pela Organização Meteorológica Mundial (WMO) e pelo Programa das Nações Unidas para

o Meio Ambiente (UNEP) com o apoio da Organização das Nações Unidas (IPCC 2023), tem como função a sumarização do estado atual do conhecimento relativo às mudanças climáticas, sendo a principal autoridade científica acerca do assunto e tendo até à data publicado seis relatórios, assim como alguns relatórios especiais (Paglia and Parker 2020).

Os relatórios do IPCC desempenharam um papel significativo no reconhecimento da magnitude do problema, sugerindo uma colaboração internacional para o enfrentar. O primeiro relatório constituiu o ponto de partida para a Convenção Quadro das Nações Unidas para as Alterações Climáticas (UNFCCC) (Paglia and Parker 2020), o primeiro quadro de cooperação internacional para limitar o aumento das emissões de gases na atmosfera, que determinou que os países se iriam reunir com regularidade. Este quadro foi a base para o Protocolo de Quioto, em 1997 (Paglia and Parker 2020), um acordo com metas de redução das emissões para países desenvolvidos. Mais recentemente, em 2015, surgiu o Acordo de Paris, com o objetivo de limitar o aumento da temperatura global até 1,5°C, assim como de aumentar adaptabilidade da população aos efeitos provocados pelas alterações climáticas (Paglia and Parker 2020).

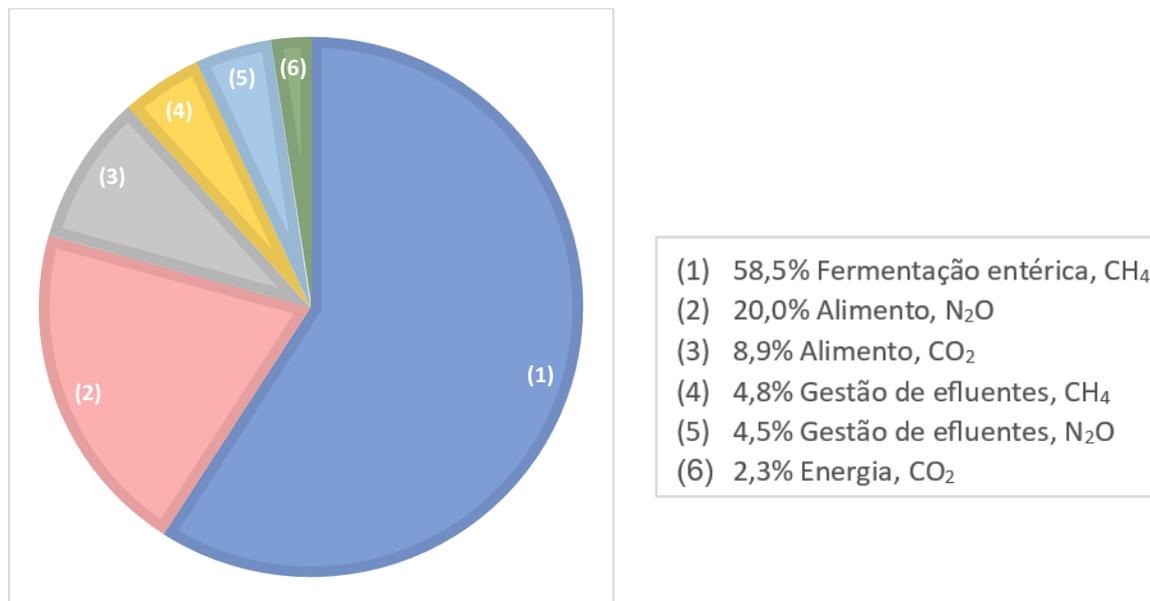
O último relatório, divulgado em 2023, confirma o aumento atual da temperatura média a 1,1°C acima dos níveis pré-industriais, prevê o aumento até 1,5°C na década de 2030 e o difícil controlo do aumento para 2,0°C até ao final do século, com impactos desastrosos para os ecossistemas e o Homem (IPCC 2023). Refere ainda que a limitação das consequências requer emissões “Net Zero”, onde as emissões para atmosfera são equilibradas pelas remoções (IPCC 2023). Em paralelo, o IPCC criou diretrizes e atualizou metodologias para avaliação das emissões de gases de efeito de estufa nos vários setores, nomeadamente para o setor da agricultura (IPCC 2019).

2.2 Impacto do setor da pecuária nas emissões de gases

Segundo a FAO (2013), o sector da pecuária representa 14,5% das emissões antropogénicas globais em termos de CO₂-eq, sendo que deste, 41% representa o sector da carne bovina e 20% representa o sector do leite.

No Gráfico 1, é possível observar a contribuição de cada fonte de emissões para a pegada carbónica de uma exploração leiteira convencional, sendo a maior parcela ocupada pelo metano produzido pela fermentação entérica, seguido dos gases emitidos pela produção de alimento e em terceiro lugar das emissões provenientes dos efluentes e do seu manejo.

Gráfico 1 – Contribuição das diferentes categorias para a pegada carbônica de uma exploração leiteira convencional, em 2015, com respectiva legenda, adaptado de FAO e GDP (2019).



2.3 Ciclo do carbono, emissões de dióxido de carbono e sequestro nos solos

O ciclo do carbono, essencial à vida, descreve o movimento biológico, mecânico e químico deste elemento através dos subsistemas terrestres, que constituem os seus reservatórios naturais (Bruhwiler et al. 2018). Este ciclo possui dois ritmos, nomeadamente o ciclo rápido, dinâmico e volátil, e o ciclo lento, tipicamente com durações de mais de centenas de milhares de anos. O ciclo rápido engloba movimentos contínuos do carbono entre os subsistemas, incluindo a fotossíntese e a respiração dos seres vivos. O ciclo lento, por sua vez, é caracterizado pelo movimento do carbono para os reservatórios geológicos e oceânicos profundos (Bruhwiler et al. 2018). Com as atividades antropogénicas, estes ciclos têm sido profundamente alterados. Em grande parte devido à queima de combustíveis fósseis, o carbono do ciclo lento tem sido movido para o ciclo rápido, libertando-o para a atmosfera sob forma de dióxido. O aumento de concentrações na atmosfera deste gás com efeito de estufa pode ser desacelerado ao sequestrá-lo nos seus diferentes reservatórios naturais (Bruhwiler et al. 2018).

Os solos constituem reservatórios de carbono, removendo-o da atmosfera e armazenando-o no solo. Globalmente, existem nos 3 metros mais superficiais do solo cerca de 2.500 Gt de carbono armazenado, comparativamente a 760 Gt na atmosfera (Lal 2004). Em florestas ou pastagens que não sofreram perturbações, o teor de carbono sequestrado é habitualmente elevado, sendo que a sua conversão para solos agrícolas leva a retornos deste carbono para a atmosfera (Bruce et al. 1999). É possível, no entanto, adotar práticas

de manejo do solo que tendem a aumentar o carbono por ele armazenado (Rumpel et al. 2018).

2.4 Ciclo do azoto e emissões de óxido nitroso

O ciclo do azoto consiste numa sucessão de conversões do azoto em várias formas, enquanto este circula pelos ecossistemas. Começa pela sua fixação em amoníaco (NH_3) pelos microrganismos presentes no solo; mineralização do amoníaco em ião amónio (NH_4^+); nitrificação, convertendo o ião amónio a nitrato (NO_3^-), assimilável pelas plantas e consequentemente pelos herbívoros; e, finalmente, desnitrificação, resultando em azoto gasoso (N_2) emitido para a atmosfera e completando deste modo o ciclo (Holland and Weitz 2003).

Nas explorações leiteiras, o ciclo do azoto é iniciado pela ingestão de alimento pelos animais. Apenas 20 a 30% do azoto presente nos alimentos é retido para a produção de leite, sendo o restante excretado na urina e nas fezes (Powell et al. 2011). O estrume dos animais é recolhido e aplicado no solo para a sua fertilização. Neste processo existe uma volatilização rápida deste azoto (20 a 40%, dependendo em grande parte da forma como é aplicado) sob a forma de amoníaco (NH_3), constituindo esta a maior perda de azoto (Powell et al. 2011). Posteriormente, em consequência das reações de nitrificação e desnitrificação no solo pelos microrganismos, ocorrem perdas de azoto através do óxido nitroso (N_2O), um potente gás de efeito de estufa (Powell et al. 2011).

Estas perdas resultantes das reações de nitrificação e desnitrificação são contabilizadas nas orientações do IPCC (2019) para o cálculo da pegada carbónica das explorações, e constituem as emissões diretas de óxido nitroso. Estima-se que 1% do azoto adicionado ao solo, proveniente de qualquer fonte, seja transformado em N_2O (IPCC 2019). Por outro lado, são igualmente contabilizadas as emissões indiretas deste gás, nomeadamente a partir do azoto que sofre volatilização para a atmosfera sob forma de amoníaco (NH_3) e óxidos de azoto (NO_x), e posteriormente redepositado pela chuva, assim como a partir do azoto que sofre escoamento superficial para os cursos de água e lixiviação ao infiltrar-se nas camadas mais profundas dos solos (IPCC 2019).

3. Emissões de gases de efeito de estufa nas explorações

3.1 Flora ruminal e emissões pela fermentação entérica

O rúmen é o maior dos quatro compartimentos gástricos do sistema digestivo dos ruminantes, tendo um papel essencial na fermentação anaeróbica dos nutrientes. No seu

interior ocorre a digestão dos nutrientes maioritariamente através da grande diversidade de microrganismos presentes. São necessárias condições ótimas, com um pH relativamente constante entre 6 e 7, temperatura adequada e anaerobiose. A complexa comunidade microbiana existente é constituída por bactérias, *Archaea*, fungos, protozoários e vírus (Russell 2009).

As bactérias, grupo mais prevalente e diverso, produzem os ácidos gordos voláteis, principal fonte de energia do animal absorvida pela parede do rúmen (Russell 2009). O alimento ingerido tem uma grande influência no tipo de bactérias prevalentes. Uma dieta com predominância de forragem, típica dos ruminantes, promove o crescimento de bactérias celulolíticas, degradadoras da matriz complexa da celulose através da interação sinérgica das suas várias enzimas hidrolíticas. Destacam-se, neste grupo, *Fibrobacter succinogenes* e *Ruminococcus albus* (Matthews et al. 2019). Por outro lado, com uma dieta rica em concentrados ocorre uma predominância das bactérias que decompõem o amido, denominadas amilolíticas, sendo estas tipicamente gram-positivas e associadas ao decréscimo do pH ruminal, como é o caso de *Streptococcus bovis* (Matthews et al. 2019).

Os metanogénos são um grupo de microrganismos ruminais que fazem parte do domínio *Archaea* (Knapp et al. 2014). Estão adaptados a ambientes altamente anaeróbicos, reduzindo dióxido de carbono com hidrogénio para formar metano, um potente gás de efeito de estufa. Ao consumir o hidrogénio produzido pela fermentação ruminal, os metanógenos promovem uma redução da concentração parcial do H₂ no rúmen (Lan and Yang 2019). Visto que a fermentação é inibida pelo H₂ dissolvido, a redução deste gás propicia o crescimento da comunidade microbiana e favorece a degradação dos hidratos de carbono (Knapp et al. 2014). No entanto, a eructação do metano para a atmosfera origina uma perda de energia para o animal (Lan and Yang 2019).

Nas últimas décadas, na Europa, as emissões de metano provenientes da fermentação ruminal têm diminuído, o que se deve maioritariamente à redução do número de animais com um aumento concomitante da sua produtividade, garantindo assim a segurança alimentar (Kuhla and Viereck 2022).

3.2 Emissões pelos efluentes pecuários

Ao ser excretado e exposto ao ambiente aeróbico exterior, o estrume sofre uma série de reações que culminam na emissão de vários gases de efeito de estufa, como o dióxido de carbono, o óxido nitroso e o metano (Li et al. 2012), sendo de seguida mencionadas as mais importantes.

- Ao sair do trato digestivo anaeróbico do animal e ao entrar em contacto com o ambiente aeróbico, ocorre um processo de decomposição pelos microrganismos, com a libertação de dióxido de carbono. Estas alterações são aceleradas pelo arejamento (Li et al. 2012).
- A partir da hidrólise da ureia ($\text{CO}(\text{NH}_2)_2$), maioritariamente presente na urina, é formado o ião amónio (NH_4^+), sendo esta reação catalisada pela urease proveniente das fezes (Peterson and Mitloehner 2021). Este ião pode, de acordo com as condições existentes, rapidamente dar origem a amoníaco, sofrendo volatilização (Li et al. 2012) e embora não sendo diretamente um gás de efeito de estufa, influencia a qualidade do ar envolvente.
- A produção de óxido nitroso, representada na Figura 1, ocorre através das reações de nitrificação e desnitrificação. Sob condições aeróbicas, ocorre a reação de nitrificação do ião amónio (NH_4^+), que consiste na sua oxidação microbiana em nitrato (NO_3^-). Neste processo, é possível haver libertação de óxido nitroso (N_2O) como subproduto (Li et al. 2012). Por sua vez, sob condições anaeróbicas, a reação de desnitrificação consiste na redução de nitrato (NO_3^-) em azoto (N_2). Nesta reação, o óxido nitroso (N_2O) é um produto intermediário (Li et al. 2012).

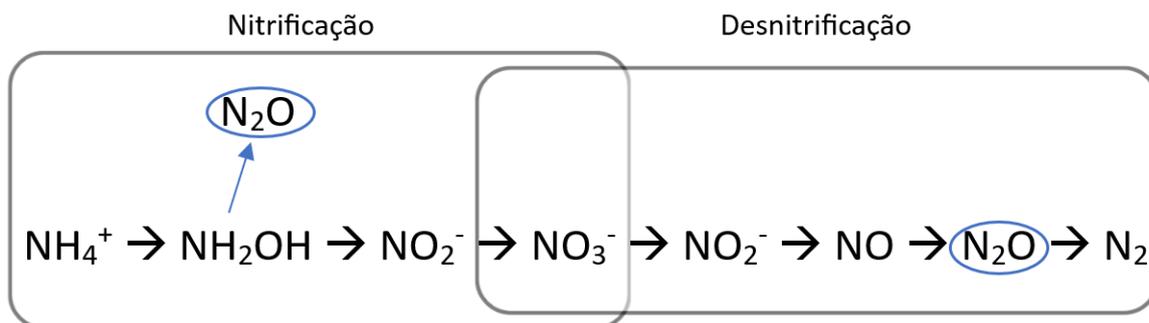


Figura 1 - Produção de óxido nitroso a partir das reações de nitrificação e desnitrificação, adaptado de Chadwick et al. (2011).

A formação de óxido nitroso não ocorre, por um lado, em condições de anaerobiose total, visto que não existe nitrificação e conseqüentemente não ocorre desnitrificação. Por outro, também não ocorre em ambientes estritamente aeróbicos, visto que neste caso existe nitrificação sem presença de desnitrificação (Wulf et al. 2013).

- Após permanecer algum tempo em condições desprovidas de oxigénio, as macromoléculas orgânicas presentes no estrume vão sofrer fermentação anaeróbica, sendo decompostas nos seus monómeros. Estes são usados pelas bactérias acidogénicas, formando dióxido de carbono, hidrogénio e ácidos orgânicos. Por fim, sob condições anaeróbicas, são convertidos em metano (CH_4) pelos microrganismos

metanogénos (Tauseef et al. 2013). O processo de metanogénese é complexo, dependendo do ambiente fisicoquímico envolvente, matéria orgânica disponível, comunidades microbianas presentes, e tipo de gestão dos efluentes utilizado (Rivera and Chará 2021).

4. Estratégias de mitigação de gases de efeito de estufa

Serão abordados na presente secção diversas estratégias passíveis de adoção nas explorações leiteiras de modo a reduzir a emissão dos gases de efeito de estufa para atmosfera.

4.1 Dieta dos animais

A constituição da dieta tem um forte impacto na produção de metano de origem ruminal.

Sobretudo em países em desenvolvimento, em efetivos com grande número de animais com baixa produtividade, as emissões totais por unidade de produto podem ser diminuídas ao maximizar a produção, sobretudo através de melhorias no maneio da nutrição, associado a outros fatores como a melhoria da saúde e do maneio reprodutivo (Gerber 2013).

Visto que para a produção de propionato no rúmen há consumo de hidrogénio (H_2), este ácido gordo volátil é considerado um reservatório de hidrogénio. Pelo contrário, a produção de acetato e butirato é acompanhada por uma libertação de hidrogénio, que estará disponível para a metanogénese (Hungate et al. 1961). Deste modo, a alteração da dieta com o objetivo de favorecer a produção de propionato, nomeadamente aumentando o teor de amido, constitui uma medida mitigadora da emissão de metano (Van Nevel and Demeyer 1996). Parte da energia que seria perdida sob forma de metano é desta forma usada pelo animal, resultando numa maior eficiência alimentar (Van Nevel and Demeyer 1996). Além disso, uma dieta rica em concentrados diminui o pH ruminal, o que inibe o crescimento dos microrganismos metanógenos (Ann et al. 1996).

As dietas muito ricas em alimento concentrado podem, no entanto, constituir um risco para a saúde dos animais. A adição de grandes quantidades de hidratos de carbono rapidamente fermentescíveis à dieta, embora favoreça a produção de propionato e diminua a produção de metano, pode originar descidas de pH no rúmen, afetando a população e diversidade da microbiota presente (Elmhadi et al. 2022). Em vacas leiteiras em produção, descidas diárias de pH ruminal pela acumulação de ácidos gordos voláteis podem culminar

em acidose ruminal subaguda, com efeitos negativos na produção leiteira e associado a outras afeções metabólicas. De modo a prevenir a acidose, é aconselhada uma dieta equilibrada com forragem suficiente, assim como uma adaptação gradual aos alimentos concentrados ricos em hidratos de carbono rapidamente fermentescíveis (Elmhadi et al. 2022).

Embora o aumento de concentrado na dieta diminua a emissão de metano entérico, existe necessidade de considerar os impactos que advêm da instauração deste tipo de medida em todas as fases do ciclo de produção (Beauchemin et al. 2020). A maior proporção de concentrado pode ter como consequência um aumento da metanogénese no estrume (Hindrichsen et al. 2006). Além disso, a montante, pode requerer o uso de recursos mais intensivos para a sua produção, como é o caso de combustíveis fósseis, água, fertilizantes e uso do solo. Em muitos países europeus, a capacidade para aumentar a produção de concentrado encontra-se por esta razão limitada (Beauchemin et al. 2009).

Por outro lado, as formulações de dietas ricas em grão são contestadas, visto que estes alimentos poderiam diretamente ser consumidos pelo ser humano. Uma dieta rica em concentrado, embora diminua a metanogénese ruminal, não tira partido da capacidade dos ruminantes de converter alimentos fibrosos em alimentos ricos em proteína passíveis de consumo humano (Beauchemin et al. 2020).

A maturidade da forragem aquando da colheita tem uma grande influência na qualidade do alimento e na sua digestibilidade (Buxton 1996). Ao retardar a altura do corte há uma crescente lenhificação com uma diminuição dos hidratos de carbono solúveis, aumentando o teor de acetato. Visto que no processo de produção de acetato no rúmen, contrariamente ao propionato, ocorre uma libertação de hidrogénio, este estará disponível para a metanogénese, com um consequente aumento de metano emitido (Beauchemin et al. 2009).

A suplementação com lípidos é vista como uma forma eficaz de diminuir a metanogénese, através de diferentes mecanismos. Em primeiro lugar, a sua suplementação, substituindo os hidratos de carbono, diminui a quantidade de substrato disponível no rúmen para fermentação (Beauchemin et al. 2009). Os lípidos fazem decrescer a população de protozoários (Kreuzer and Kirchgessner 1987) e a população de metanógenos associados aos mesmos (Beauchemin et al. 2020). Por outro lado, a biohidrogenação de ácidos gordos que ocorre no rúmen pode constituir um reservatório alternativo para o hidrogénio, embora em escala reduzida quando comparado com a metanogénese (Johnson and Johnson 1995). Além do custo elevado desta suplementação, a adição de lípidos diminui a ingestão de

matéria seca pelos animais e reduz a digestibilidade da fibra, pelo que o efeito da mitigação por esta via é limitado (Beauchemin et al. 2020).

A produção de metano pode ser igualmente diminuída através do uso de substâncias que alteram a fermentação ruminal (Knapp et al. 2014). A monensina, um ionóforo produzido por *Streptomyces cinnamonensis*, aumenta a produção de propionato relativamente à de acetato, (Richardson et al. 1976) devido à sensibilidade superior das bactérias produtoras de hidrogénio aos ionóforos, diminuindo a disponibilidade do H₂ para a metanogénese (Beauchemin et al. 2022). Aumenta igualmente a eficiência de uso de energia do alimento (Richardson et al. 1976), diminuindo as emissões por unidade de produto. No entanto, o uso da monensina enquanto antibiótico promotor de crescimento foi banido pela União Europeia, sendo atualmente exclusivamente permitido para uso veterinário, na prevenção de cetose em vacas leiteiras (Beauchemin et al. 2009).

Aditivos como os taninos, polifenóis de origem vegetal, são metabolitos secundários de defesa contra os herbívoros (Zimmer and Cordesse 1996) e conhecidos pelo seu efeito antinutricional nos ruminantes. A sua estrutura confere-lhes a capacidade de ligação a uma grande diversidade de macromoléculas, como as proteínas (Zimmer and Cordesse 1996), diminuindo a sua degradação pela flora ruminal. Certos taninos podem, nas doses adequadas, constituir uma medida de mitigação da produção de metano ruminal (Beauchemin et al. 2009) de forma direta pela atividade contra os metanógenos e indireta pelo efeito negativo na digestibilidade da fibra, segundo o estudo realizado por Tavendale et al. (2005).

As macroalgas são outro grupo de aditivos recentemente alvo de estudo, visto que têm presente na sua constituição o bromofórmio, um componente halogenado com ação inibitória na metanogénese, sendo a sua concentração particularmente elevada em *Asparagopsis taxiformis*. Aquando da conversão do CO₂ e do H₂ em CH₄, nos últimos passos da metanogénese, o bromofórmio liga-se às enzimas associadas a esta reação, levando a uma diminuição da formação do metano (Wasson et al. 2022).

A adição de 3-nitrooxipropanol (3-NOP) ao alimento inibe a metil-coenzima M redutase (MCR), catalisadora do passo final da metanogénese, pelo que ocorre uma diminuição na produção de metano. A dose de 3-NOP necessária para mitigar a emissão de metano é muito reduzida e conseqüentemente as emissões associadas à produção deste composto sintético são baixas (Beauchemin et al. 2022).

4.2 Maneio Produtivo dos Animais

A mitigação do metano entérico pode ser conseguida através da seleção genética dos animais. O aumento da produtividade animal é um elemento-chave na mitigação dos gases de efeito de estufa por unidade de produto, visto que permite a diminuição da dimensão do efetivo mantendo a produção (Gerber 2013). A seleção para as múltiplas características que permitam aumentar a produção de leite por vaca, sobretudo em sistemas com produções mais baixas, tem um grande efeito na mitigação de metano por unidade de produto. O aumento de produção leiteira com um correspondente aumento menos acentuado de ingestão de matéria seca, através de um uso mais eficiente do alimento, dilui o custo associado à energia de manutenção (Knapp et al. 2014). É igualmente possível a seleção genética de animais que produzam uma menor quantidade de metano, com uma microflora ruminal mais eficiente, representando uma medida cuja consequência é permanente e cumulativa (Džermeikait' et al. 2024).

O aumento da eficiência produtiva conseguido graças à seleção genética pode apenas ser alcançado através de um bom maneio reprodutivo (Hristov et al. 2013). O aumento da eficiência reprodutiva do efetivo permite, por um lado, reduzir as emissões por unidade de produto, e, por outro, reduzir o número de animais de substituição necessários para manter o efetivo (Hristov et al. 2013). Ao melhorar a fertilidade é possível encurtar o intervalo entre partos e inseminações, reduzindo os períodos em que os animais não são produtivos (Wall et al. 2010). A fertilidade é limitada pela nutrição, sendo essencial que esta seja de qualidade e adequada à fase em que se encontra o animal, do efetivo e pelo maneio de saúde, tendo em atenção ao peri-parto, visto que este é um período de risco elevado (Hristov et al. 2013).

A melhoria na saúde animal desempenha um papel fundamental na mitigação de gases de efeito de estufa. A diminuição da ingestão pelos animais é com frequência a primeira resposta a doenças, o que tem um efeito na produtividade e resulta numa emissão superior de gases com efeito de estufa por unidade de produto (Džermeikait' et al. 2024). Por sua vez, o bem-estar animal nas explorações é afetado pelo stress, induzido, entre múltiplos outros fatores, pelo calor, o isolamento social ou as instalações precárias. O stress resulta num aumento da taxa de metabolismo e nas despesas energéticas pelo animal, culminando numa maior emissão de gases, e, em paralelo, reduzindo a eficiência alimentar e comprometendo o sistema imunitário (Džermeikait' et al. 2024).

4.3 Gestão dos efluentes

O tratamento de efluentes é uma questão importante numa exploração pecuária, visto que pode ter um impacto significativo tanto no ambiente como na saúde humana, pela contaminação de solos, águas e atmosfera (Goldan et al. 2023). O aumento de azoto e fósforo podem contaminar águas superficiais, aumentando o processo de eutrofização. Em paralelo, o excesso de azoto nos solos e a sua lixiviação podem causar a contaminação da água potável subterrânea (Peterson and Mitloehner 2021). A emissão de amoníaco produzida pelos efluentes influencia também a qualidade do ar, com impacto na saúde animal e humana (Peterson and Mitloehner 2021). O sistema usado para o manejo dos efluentes vai influenciar estes fatores, assim como o tipo e a quantidade de gases de efeito de estufa emitidos para a atmosfera (Goldan et al. 2023).

As emissões de óxido nitroso e de metano dos efluentes dependem, de forma individual, de diferentes fatores, o que dificulta a adoção de estratégias que contribuam para a mitigação dos dois em simultâneo, sendo que algumas práticas que diminuem a emissão de um gás podem também aumentar a de outro (Rivera and Chará 2021). Como exemplo, após a separação de sólidos e líquidos, há uma redução da formação de metano, enquanto a formação de zonas aeróbicas e anaeróbicas na fração sólida contribui para o aumento da formação de óxido nitroso (Jayasundara et al. 2016).

Relativamente a processos de tratamento dos efluentes, o mais comum é a mistura do chorume, que procede à homogeneização dos efluentes após armazenamento prolongado e formação de camadas heterogéneas, de forma a facilitar o manejo aquando da aplicação nos solos (Amon et al. 2006), mas sem qualquer benefício em termos de emissões de gases (Amon et al. 2006).

O arejamento dos efluentes, natural ou através de dispositivos mecânicos, introduz oxigénio, que ajuda a decompor a matéria orgânica e liberta dióxido de carbono (Li et al. 2012). São também degradados compostos odoríferos. No entanto, há com este processo um aumento do amoníaco libertado, um maior potencial para emissão de óxido nitroso e um grande consumo de energia no caso do arejamento mecânico (Amon et al. 2006).

Relativamente à separação física dos efluentes, esta resulta em duas frações, uma líquida mais facilmente manuseável dentro da exploração, com menor teor em matéria orgânica e maior quantidade de azoto (Amon et al. 2006) e uma fração sólida facilmente armazenável, rica em matéria orgânica e fósforo, e que pode consecutivamente ser usada para compostagem, camas e produção de biogás. A fração líquida, tendo menor viscosidade, entra mais facilmente nos solos aquando da sua aplicação, além de ter uma quantidade de azoto mais previsível (Amon et al. 2006). Este processo de separação requer

normalmente um baixo consumo de energia (Amon et al. 2006), e constitui frequentemente o ponto de partida para outros processos de tratamento.

Uma vez separada, a fração sólida pode ser submetida a um processo de compostagem. Este ocorre em ambiente aeróbico e consiste na conversão da matéria orgânica do estrume em composto, através dos microrganismos (Goldan et al. 2023). Ocorre um processo de decomposição em que o carbono é convertido em dióxido de carbono e o azoto orgânico em azoto inorgânico (Li et al. 2012). O produto final é estável e tem menor quantidade de água, volume e odores (Goldan et al. 2023). Através da atividade da flora microbiana, a temperatura do composto aumenta, atingindo um pico em redor de 55 a 70°C, letal para a maior parte dos agentes patogénicos presentes, assim como para as sementes de ervas daninhas (Graves 2000). Há neste processo a libertação de gases com efeito de estufa (Li et al. 2012).

É possível também proceder ao processo de digestão anaeróbica, que permite a decomposição num ambiente desprovido de oxigénio. Este processo liberta dióxido de carbono e metano, que constituem em conjunto o biogás, uma fonte de energia renovável. A matéria restante, o digestato, é usado para fertilização das culturas (Goldan et al. 2023).

As emissões de gases são também dependentes da forma como os efluentes são aplicados no solo. Se a aplicação do estrume líquido for feita à superfície, ocorre uma rápida volatilização de amoníaco relativamente a formas de aplicação que incorporam ou injetam o estrume no solo, onde as emissões de amoníaco são consideravelmente mais baixas (Powell et al. 2011). No estudo de Sherman et al. (2021), a aplicação por injeção reduziu a emissão de amoníaco em 95% relativamente à aplicação à superfície. No entanto, visto que não é perdido tanto azoto através da volatilização do amoníaco, e associado a um ambiente propício para reações de desnitrificação, há posteriormente um aumento de emissões de óxido nitroso (Sherman et al. 2021). De acordo com Montes et al. (2013), a injeção de estrume no solo associada a um pré-tratamento, como a separação física ou a digestão anaeróbica dos efluentes, diminui a quantidade de carbono disponível, limitando as emissões de óxido nitroso.

A modificação da dieta de forma a otimizar o consumo e utilização da proteína pelos animais é uma medida eficaz para evitar as emissões decorrentes do azoto (Rivera and Chará 2021). Ao reduzir a proteína da alimentação, ajustando-a relativamente às necessidades do animal e à sua fase de produção, diminui-se igualmente a sua excreção (Oenema et al. 2005).

4.4 Solos agrícolas

Os solos têm uma grande capacidade de retenção do carbono, pelo que a promoção de medidas neste sentido, abrandando as emissões para a atmosfera e promovendo o seu sequestro pelos solos, não só remove dióxido de carbono da atmosfera como contribui para a saúde do solo (Rumpel et al. 2018).

Existem técnicas variadas que podem ser aplicadas de forma a aumentar o teor em matéria orgânica dos solos, como deixar os resíduos das plantas após as colheitas, adicionar estrume animal ou composto, implementar o uso de culturas de cobertura (Rumpel et al. 2018) ou adicionar materiais como o *biochar* (Murtaza et al. 2023). A adição de compostos ricos em matéria orgânica ao solo faz com que estes sofram um processo de reações químicas mediadas por microrganismos que culminam na associação de carbono com minerais, formando agregados estáveis no solo (Murtaza et al. 2023).

As culturas perenes, como o azevém, com um ciclo produtivo superior a um ano, têm maior capacidade para remover carbono da atmosfera pela fotossíntese e armazená-lo no seu sistema radicular (Jansson et al. 2021) relativamente a culturas anuais, como o trigo e o milho, que crescem apenas durante uma estação. Plantas perenes lenhosas conseguem armazenar grandes quantidades de carbono na sua biomassa e nos seus sistemas radiculares extensos e profundos. A conversão de culturas anuais em perenes permitiria então um maior sequestro de carbono nos solos (Jansson et al. 2021). De acordo com o mesmo autor, seria além disso necessário investir no melhoramento genético das culturas anuais. Destaca o desenvolvimento de uma raiz com maior superfície e mais profunda para libertar carbono no solo, e aprimorar a fotossíntese e a população microbiana da rizosfera de forma a acumular mais carbono e promover o crescimento da planta (Jansson et al. 2021).

É também possível aumentar os teores de carbono nos solos agrícolas ao adotar práticas como a rotação de culturas e a implementação de culturas de cobertura (Bossio et al. 2020). Estas permitem que seja melhorada a fertilidade e a qualidade dos solos, protegem-nos da erosão e das pragas, contribuem para uma maior infiltração e retenção de água e promovem uma maior biodiversidade (Bossio et al. 2020).

A sementeira direta refere-se à prática de instalação de uma determinada cultura que elimina ou minimiza a manipulação do solo. Este processo deixa intacta a sua estrutura, prevenindo a erosão, e mantém os resíduos das plantas da cultura anterior, que vão atuar como protetores. Visto que não existe perturbação do solo, o carbono armazenado não é exposto ao oxigénio da superfície, evitando a sua emissão enquanto dióxido de carbono (Huggins and Reganold 2008).

O *biochar* é um material rico em carbono produzido pela decomposição de biomassa a partir de pirólise num ambiente pobre ou desprovido de oxigénio. A estabilidade e a grande quantidade de carbono presente neste material permitem o armazenamento do carbono no solo e melhora a sua saúde (Murtaza et al. 2023).

Estas práticas promovem um aumento do teor de carbono no solo, no entanto, este aumento ocorre apenas até ser atingido um novo equilíbrio entre as adições de carbono e os processos de decomposição da matéria orgânica. Além disso, embora o sequestro seja relativamente estável, apenas permanece caso as mudanças no manejo se mantenham, pelo que é importante a manutenção destas práticas a longo prazo (Rotz 2018).

5. Produção intensiva e biológica

O processo de intensificação pode ser definido como um conjunto de alterações das práticas de produção vigentes, de modo a aumentar o *output* por animal e por unidade de terreno (Nicholson et al. 1995). Existem várias estratégias para a intensificação na pecuária, destacando-se o aumento do número de animais por área, o uso de concentrados na dieta, o melhoramento genético e o grande uso de *inputs* externos como fertilizantes e pesticidas nas culturas (Llanos et al. 2018).

Este modelo de agricultura tem sido alvo de críticas devido aos impactos ambientais causados. Além da emissão de gases de efeitos de estufa, podem ser referidos outros efeitos como a erosão e acidificação dos solos e a contaminação e eutrofização das águas (Llanos et al. 2018).

Por outro lado, a produção biológica é, segundo o Regulamento (UE) nº 2007/834 (2007), “um sistema global de gestão das explorações agrícolas e de produção de géneros alimentícios que combina as melhores práticas ambientais, um elevado nível de biodiversidade, a preservação dos recursos naturais, a aplicação de normas exigentes em matéria de bem-estar dos animais e método de produção em sintonia com a preferência de certos consumidores por produtos obtidos utilizando substâncias e processos naturais.” De modo a garantir a certificação biológica de uma exploração, é necessário obedecer às normas portuguesas e ao regulamento europeu (UE) 2018/848 (2018).

Relativamente ao impacto ambiental, a perceção é que este é menor na agricultura biológica relativamente à agricultura convencional intensiva. Segundo Tuomisto et al. (2012), a agricultura biológica tem um menor impacto ambiental por unidade de área, mas não por unidade de produto. Além disso, refere que na produção leiteira biológica, a emissão de gases de efeito de estufa é, em muitos casos, superior à produção convencional.

6. Cálculo da pegada carbónica

A Análise do Ciclo de Vida (ACV) surge com o objetivo de compilar e quantificar os *inputs*, *outputs* e impactos ambientais ao longo de todas as fases de produção de um produto, desde a extração inicial das matérias-primas, às fases de produção, utilização e gestão final de resíduos (ISO 2006).

A pegada carbónica, por seu lado, quantifica apenas a emissão de gases de efeito de estufa aquando da produção do produto (Pandey et al. 2011). De modo a agrupar os diferentes gases neste cálculo, é usada a métrica comum CO₂-equivalentes (CO₂-eq), usada para comparar o impacto dos diferentes gases no efeito de estufa, com base no seu potencial de aquecimento global (GWP- *Global Warming Potential*) (Lynch et al. 2020).

O GWP converte as emissões de gases que não o CO₂ em emissões CO₂-eq, o que permite medir o contributo de um gás no aquecimento global. Os gases de efeito de estufa retêm energia e diminuem a sua libertação para fora da atmosfera, sendo que o GWP compara a quantidade de energia absorvida por uma tonelada de um determinado gás com a quantidade de energia absorvida por uma tonelada de dióxido de carbono, num determinado período. Este período depende da degradação do gás ao longo do tempo na atmosfera, sendo muitas vezes usado o de 100 anos (GWP100) (EPA 2023).

O dióxido de carbono é usado como unidade, pelo que tem um GWP de 1 (IPCC 2021). Visto que permanece muito tempo na atmosfera, o GWP é 1 para qualquer período calculado (20, 100 ou 500 anos).

Estima-se que o GWP do metano seja 27 para um período de 100 anos (IPCC 2021), tendo um poder de absorção de energia consideravelmente superior ao dióxido de carbono. No entanto, permanece apenas cerca de 12 anos na atmosfera (IPCC 2021), sendo posteriormente removido ao converter-se em dióxido de carbono e água (Lynch et al. 2020). A maior energia de retenção e o período de vida mais curto é refletido no valor de GWP, assim como efeitos indiretos como o facto de este ser um precursor do ozono, também este gás de efeito de estufa.

Para o óxido nítrico, é estimado um GWP de 273 vezes o valor do dióxido de carbono, ficando na atmosfera aproximadamente 109 anos (IPCC 2021).

Até recentemente era usado por convenção o GWP100, uma métrica que considera o GWP dos gases durante um período de 100 anos. No entanto, este tem sido alvo de controvérsia, porque considera todos os gases como tendo as mesmas características, não refletindo as suas diferentes dinâmicas (Lynch et al. 2020). O dióxido de carbono é um gás

de longa duração com efeito cumulativo, visto que persiste durante milénios na atmosfera, ao contrário do metano, um gás de curta duração, que ao ser removido pela atmosfera, não tem este mesmo efeito cumulativo (Lynch et al. 2020). Como alternativa foi proposto o GWP*, que considera o comportamento do metano como um pulso temporário em contraste com o carácter constante do dióxido de carbono (Lynch et al. 2020).

De forma a calcular a pegada carbónica são usados fatores de emissão (EF). Estes representam a quantidade de um determinado gás com efeito de estufa emitida por uma fonte, em resultado de uma unidade de atividade, e são multiplicados pelos dados de atividade da fonte (IPCC 2019). Na Figura 2 encontra-se esquematizada a sequência de cálculo usada para a quantificação de gases de efeito de estufa.

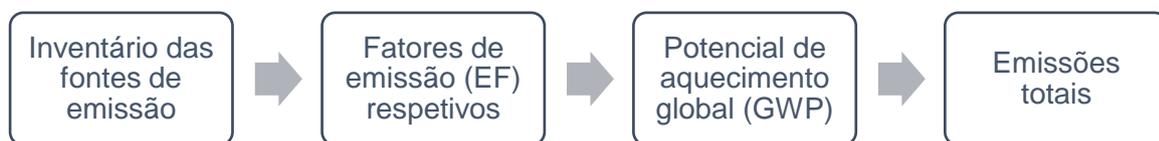


Figura 2 - Metodologia usada para a estimativa do cálculo da pegada carbónica.

Ao contrário de outros setores, o gás de efeito estufa dominante na agricultura não é o dióxido de carbono. Existe neste setor a predominância de emissões de gases como o metano e o óxido nitroso resultantes de processos biológicos muitas vezes complexos e mais complicados de estimar, o que origina maiores incertezas nas análises efetuadas (Flysjö et al. 2011).

Capítulo IV – Material e Métodos

1. Caracterização do estudo

A pegada carbónica das explorações foi calculada usando como unidade funcional 1 kg de leite corrigido para a energia (ECM- produção de leite corrigido para energia). Esta unidade tem em conta o volume e a energia contida no leite, multiplicando-o pela energia de leite padrão contendo 3,3% de gordura e 4,0% de proteína (Reincke et al. 2018). A padronização dos leites das duas explorações, com produções e raças diferentes, permite a sua comparação objetiva. A equação usada encontra-se abaixo representada.

$$ECM = \text{Produção de leite} * \frac{0,383 * \%Gordura + 0,242 * \%Proteína + 0,7832}{3,1138}$$

De modo a considerar no estudo o impacto provocado pelo coproduto carne, foi efetuada uma expansão do sistema. Esta metodologia é recomendada sobretudo aquando da comparação de sistemas convencionais com biológicos (Gross et al. 2022), visto que este último é muitas vezes caracterizado por produções de leite menores com produções de carne superiores. Em sistemas leiteiros biológicos, com frequência caracterizados por uma menor produtividade por animal, ocorre um aumento da quantidade de carne produzida de vitelos e vacas refugadas por unidade de leite (Flysjö et al. 2012).

As fronteiras deste estudo, esquematizadas na Figura 3, estão limitadas a “*from cradle to farm gate*”. Este constitui uma avaliação parcial do ciclo de vida, em que são contabilizadas as emissões desde a extração das matérias-primas até ao portão da exploração leiteira. Algumas emissões, por serem consideradas desprezáveis, não foram contabilizadas, como as que estão associadas à produção da maquinaria, medicamentos, pesticidas e produtos de limpeza (Flysjö et al. 2011). Temporalmente, foram incluídas as emissões para o ano civil 2022 inteiro, o que permite considerar o efeito das várias estações (Flysjö et al. 2011).

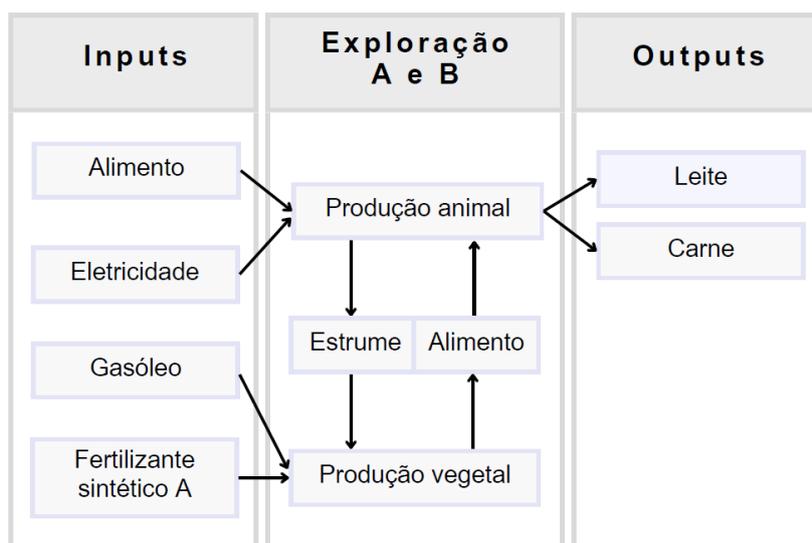


Figura 3 - Representação das fronteiras estabelecidas para os dois sistemas em estudo.

2.1 Descrição das explorações

2.1.1 Exploração convencional (A)

Esta exploração, localizada na Moita, no distrito de Setúbal, foi selecionada para este estudo devido à sua produção de vacas em sistema convencional.

Relativamente ao manejo reprodutivo, as vacas nulíparas são inseminadas com sémen sexado de raça Holstein-Frísia, sendo as vacas de primeira e múltiplas lactações inseminadas com sémen convencional, com exceção de animais que abortam, que passam a ser inseminados com sémen de raça de carne (maioritariamente da raça Limousine, havendo também Aberdeen Angus e Wagyu), devido à presença de *Neospora caninum* no efetivo. O primeiro parto ocorre, em média, aos 27 meses. O desmame dos vitelos é feito entre os 2,5 e os 3 meses, sendo os animais de aptidão carne vendidos às 2 semanas. Estes vitelos não foram considerados no cálculo das emissões.

Na tabela 1 é possível observar o número de animais em cada subgrupo considerados para esta exploração.

Tabela 1 – Subgrupos estabelecidos para a exploração A, com número respetivo de animais.

Subgrupo	Número de animais
Vitelos antes do desmame	40
Animais entre 3 meses e 1 ano	120
Animais entre 1 ano e 1ª lactação	177
Vacas leiteiras 1ª lactação	91
Vacas leiteiras após 2º parto	219
Vacas secas	19

As vacas encontram-se confinadas e os animais em lactação recebem uma mistura de silagem de milho, farinha de milho, massa de cerveja, bagaço de soja e silagem de erva.

A ordenha é efetuada duas vezes ao dia. Uma vaca em lactação desta exploração produz, em média, 38,9 kg de litros de leite por dia, com 3,6% de gordura e 3,3% de proteína.

O manejo do estrume no parque das vacas leiteiras é feito por um sistema de onda de água. As excreções, em conjunto com os restos de camas de areia, saem do parque com adição de água e percorrem uma estrutura onde ocorre decantação de forma a separar a areia. Posteriormente, os efluentes são encaminhados para um separador de sólidos e líquidos. Os últimos fluem para um tanque com cobertura onde são armazenados.

Os efluentes líquidos e sólidos são usados na fertilização das culturas da exploração. Embora 22 toneladas de estrume tenham sido vendidas no ano de 2022, para facilitar o cálculo de óxido nitroso nos solos considerou-se o seu uso integral como fertilizante para as culturas. Os efluentes líquidos são usados de 6 em 6 meses e os efluentes sólidos semanalmente.

O clima da região desta exploração é de tipo temperado mediterrânico de verão seco e quente (Csa), de acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger (IPMA 2023).

2.1.2 Exploração biológica (B)

Esta exploração, localizada no concelho de Avis, no distrito de Portalegre, tem uma área total 1.220 hectares, com uma grande superfície de sistema de montado. A área é dividida em 3 explorações. É caracterizada pela produção de vacas leiteiras e vacas de carne em regime biológico.

As novilhas leiteiras desta exploração são inseminadas com sémen sexado de raça Jersey, enquanto as vacas de primeira e múltiplas lactações são servidas por monta natural

com touros de raça Aberdeen Angus. O primeiro parto ocorre, em média, aos 33 meses. O desmame dos vitelos é feito aproximadamente aos 4 meses. Vitelos de carne Angus são vendidos após tempo variável, entre as 2 semanas e os 4 meses. Os vitelos, tal como para a exploração A, não foram considerados nos cálculos das emissões.

Nas Tabelas 2 e 3 é possível observar o número de animais em cada subgrupo considerados para vacas de leite e para vacas de carne, respetivamente.

Tabela 2 - Subgrupos estabelecidos para as vacas de leite da exploração B, com número respetivo de animais.

Subgrupo efetivo leiteiro	Número de animais
Vitelos antes do desmame	91
Animais entre 4 meses e 1 ano	29
Animais entre a 1 ano e 1ª lactação	124
Vacas leiteiras 1ª lactação	103
Vacas leiteiras após o 2º parto	396
Vacas secas	119

Tabela 3 - Subgrupos estabelecidos para as vacas de carne da exploração B, com número respetivo de animais.

Subgrupo efetivo carne	Número de animais
Vitelos 0 a 6 meses (0,4 CN)	87
Novilhos 6 meses a 2 anos (0,6 CN)	27
Animais com mais de 2 anos	459

As vacas leiteiras permanecem na pastagem aproximadamente 15 horas por dia, encontrando-se o tempo restante, durante as horas de maior calor, no parque. Este foi o regime considerado para o estudo, visto que é seguido a maior parte do ano. Além da pastagem natural, as vacas são alimentadas com TMR (*Total Mixed Ration*) quando se encontram no parque. Este é constituído pelas silagens produzidas na exploração, dreches de cerveja, polpa de laranja, levedura de cerveja e feno espontâneo.

A ordenha é feita duas vezes ao dia. Uma vaca em lactação desta exploração produz, em média, 12,9 kg de litros de leite por dia, com 3,8% de gordura e 3,3% de proteína.

As vacas de carne encontram-se permanentemente na pastagem.

Relativamente ao maneiio do estrume no parque, este é arrastado por um trator e armazenado numa nitreira, com crosta à superfície. Os efluentes são usados como fertilizantes na área da herdade em intervalos variáveis, de acordo com a necessidade, geralmente de 3 em 3 meses para a fração sólida e de 6 em 6 meses para a fração líquida.

O pastoreio é realizado de forma adaptativa com rotação das parcelas. Neste sistema, gerido de forma flexível segundo as condições existentes, um grande número de animais pasta durante um curto período numa parcela, deslocando-se em seguida para outra área, evitando assim o sobrepastoreio e deixando tempo suficiente para a regeneração das pastagens (Teague et al. 2013).

Existem também parcelas com pivô central de irrigação, onde é produzido sorgo para produção de silagem incluída na ração dos animais.

O clima da região desta exploração é igualmente de tipo temperado mediterrânico de verão seco e quente (IPMA 2023).

2.2 Metodologia e recolha de dados

Foi elaborado um questionário usado aquando das visitas às explorações, que decorreram no dia 13/06/2023 para a exploração A e no dia 19/06/2023 para a exploração B, de modo a proceder à recolha de dados necessários, como o tipo e o número de animais existentes, o seu alimento, a sua produção leiteira, o tipo de sistema usado para tratamento e armazenamento de efluentes, os fertilizantes orgânicos e inorgânicos aplicados no solo, os consumos de eletricidade e combustíveis fósseis, o alimento produzido na exploração e importado do exterior, assim como o número e peso das carcaças vendidas.

De modo a proceder ao cálculo das emissões relativas ao metano de origem ruminal, ao metano e óxido nitroso dos efluentes pecuários e ao óxido nitroso do solo, recorreu-se às orientações descritas no *2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories*. Foram consultados os capítulos 10, *Emissions from Livestock and Manure Management*, e 11, *N₂O Emissions from Managed Soils, and CO₂ Emissions from Lime and Urea Application*.

Dentro das orientações fornecidas pelo IPCC, existem diferentes níveis de precisão para estimar as emissões de gases de diferentes fontes. Nesta dissertação foram utilizadas as metodologias *Tier 1* e *Tier 2*. A primeira caracteriza-se por ser a forma de cálculo mais simples e requer poucos dados locais. O *Tier 2* constitui uma análise mais detalhada que envolve o uso de dados específicos para o local em estudo, resultando em estimativas de emissões mais precisas (IPCC 2019).

Seguindo este guia, o efetivo de cada exploração foi dividido nos subgrupos apresentados anteriormente, de acordo com o tipo de animal, idade e produção, e cujos detalhes podem ser consultados no Anexo 1.

De modo a efetuar a análise das características dos alimentos, foram recolhidas na exploração B, no dia da visita à exploração, amostras do TMR em 5 pontos diferentes da manjedoura do parque. Procedeu-se igualmente à recolha de várias amostras em zonas distintas da pastagem. Ambas foram analisadas no laboratório da Associação Interprofissional do Leite e Lacticínios, através do NIR (*Near-infrared spectroscopy*). Na exploração A, as análises NIR para o alimento dado a cada subgrupo já existiam, pelo que estas foram recolhidas.

Posteriormente recorreu-se ao software NASEM Dairy 8 (*Nutrients Requirements of Dairy Cattle, 8th Revised Edition. V8 R2022.12.08*) para analisar as dietas dadas a cada subgrupo, de acordo com os resultados obtidos nas análises NIR. A partir dos relatórios elaborados por este modelo, foi possível obter uma aproximação dos valores de energia dos alimentos, nomeadamente de energia bruta e de energia digerível, e da ingestão e excreção diárias de azoto pelos animais.

De modo a analisar a dinâmica do carbono no solo das pastagens naturais da exploração B, foi usado o programa RothC-26.3. Para recolher os dados necessários para executar este modelo, foi recolhida uma amostra de solo nesta exploração, posteriormente analisada em laboratório para a sua granulometria, no Instituto Superior de Agronomia. Foram igualmente disponibilizadas análises químicas do solo pela exploração, o que permitiu recolher dados acerca da percentagem de matéria orgânica do solo.

Uma vez recolhidos todos estes dados, foi possível estimar as emissões dos diferentes gases com efeito de estufa e a pegada carbónica das duas explorações. As equações empregues encontram-se descritas nas seguintes secções. As informações recolhidas para os diferentes subgrupos, assim como os cálculos efetuados para cada fonte de emissão, podem ser consultados nos anexos.

2.2.1 Cálculo das emissões de metano da fermentação ruminal

O metano da fermentação ruminal foi calculado a partir das orientações do capítulo 10 do IPCC (2019). Foi usada a equação 10.21A, que estima o fator de emissão de metano proveniente da fermentação entérica, a partir da matéria seca ingerida pelos animais (DMI).

$$EF_{entérico} = DMI * \left(\frac{MY}{1000} \right) * 365$$

Em que:

$EF_{entérico}$ ($kg CH_4 animal^{-1} ano^{-1}$) - Fator de emissão anual por vaca relativo ao metano proveniente da fermentação entérica;

DMI ($kg DMI dia^{-1}$) – Ingestão diária de matéria seca por vaca. Para a exploração A, foram consultados nas análises NIR os dados acerca da ingestão diária de matéria seca para as vacas de cada subgrupo. Para a exploração B, estes dados não existiam, pelo que foram estimados a partir das equações 10.17 (para os vitelos de carne, calculado a partir da concentração estimada de energia líquida da dieta), 10.18 (para animais em crescimento, igualmente calculado a partir da concentração estimada de energia líquida da dieta), 10.18B (para vacas leiteiras, estimado a partir da produção de leite) e a tabela 10.8 (para vacas de carne, estimado a partir do tipo de dieta ingerido) do mesmo capítulo;

MY ($g CH_4 (kg DMI)^{-1}$) – Quantidade de metano emitido por quilograma de matéria seca ingerida, obtido a partir da tabela 10.12. Este valor tem em conta a produção de leite da vaca, assim como as características de energia digerível e de fibra detergente neutra do alimento;

1000 – Conversão de gramas para quilogramas de metano.

O fator de emissão obtido para cada subgrupo foi multiplicado pelo número de animais, e o total foi somado.

2.2.2 Cálculo das emissões de metano dos efluentes pecuários

A quantidade de metano emitida pelos efluentes pecuários depende, por um lado, das suas características, e, por outro, do tratamento usado para o seu armazenamento.

De modo a representar as características dos efluentes, foi efetuado o cálculo da quantidade de sólidos voláteis excretada por animal (VS). Esta tem em conta a fração da dieta que não foi digerida pelo trato gastrointestinal, e parte do pressuposto que o estrume tem uma capacidade máxima de produção de metano (B_0), baseado em valores experimentais tabelados. Materiais de cama não estão incluídos, visto que a sua contribuição para a produção de metano pode ser considerada desprezável (IPCC 2019).

A quantidade diária de sólidos voláteis excretadas foi calculada pela equação 10.24 do capítulo 10 do IPCC (2019).

$$VS = [GE * (1 - \frac{DE}{100}) + (UE * GE)] * [\frac{1 - ASH}{18,45}]$$

Em que:

VS (*kg MS animal⁻¹ dia⁻¹*) – Excreção diária de sólidos voláteis por animal, em kg de matéria seca. Corresponde à matéria orgânica total presente no estrume, que estará disponível para o processo de metanogénese (IPCC 2019);

GE (*MJ dia⁻¹*) – Energia bruta da dieta. Este valor provém, para cada subgrupo, do relatório efetuado pelo software NASEM Dairy 8;

DE (%) – Energia digerível da dieta, sob forma de percentagem de energia bruta. O valor para cada subgrupo provém, igualmente, do relatório efetuado pelo NASEM Dairy 8 para a exploração A, e, para a exploração B, do relatório da análise NIR para as duas amostras de alimento;

*UE * GE* (%) – Energia da urina, sob forma de percentagem de energia bruta. Foi considerado o valor proposto de 0,04 %GE, considerado a excreção de energia da urina nos ruminantes;

ASH (%) – Teor de cinza, sob forma de percentagem da matéria seca. Este valor provém das análises NIR feitas às dietas dos animais;

18,45 (*MJ kg⁻¹*) – Fator de conversão de energia bruta da dieta para energia bruta por quilograma de matéria seca.

Por outro lado, a partir das características do sistema de efluentes usado para cada subgrupo, foi empregue um valor para o fator de conversão do metano (MCF), que reflete a percentagem de B_0 que é atingido, variando segundo o tipo de manejo dos efluentes e a temperatura. Deste modo, foi possível calcular o fator de emissão anual ($EF_{\text{efluentes}}$) para a categoria, que reflete a quantidade de metano emitida por animal, calculado adaptando a equação 10.23 do IPCC (2019).

$$EF_{\text{efluentes}} = (VS * 365) * (B_0 * 0,67 * \frac{MCF}{100} * AWMS)$$

Em que:

$EF_{\text{efluentes}}$ (*kg CH₄ animal⁻¹ ano⁻¹*) – Fator de emissão anual de metano por animal proveniente do armazenamento dos efluentes;

VS (*kg MS animal⁻¹ dia⁻¹*) – Excreção diária de sólidos voláteis por animal;

B_0 ($m^3 CH_4$ ($kg VS$ excretado) $^{-1}$) – Produção máxima de metano pelos efluentes, a partir da tabela 10.16 do capítulo 10. Para os sistemas em estudo foi usado o valor $0,24 m^3 CH_4/ kg$ de VS excretado para vacas leiteiras em produção e para os outros grupos foi usado o valor $0,18 m^3 CH_4/ kg$ de VS. Para animais em pastoreio foi usado o valor $0,19 m^3 CH_4/ kg$ de VS. Os valores de B_0 variam segundo a região, o tipo de animal e a alimentação. Animais alimentados exclusivamente com forragem apresentam menores valores de B_0 relativamente a animais cuja dieta contém alimentos concentrados (Møller et al. 2004).

0,67 – Fator de conversão de m^3 para kg de metano;

MCF (%) – Fator de conversão do metano, que representa a percentagem de B_0 atingida tendo em conta o sistema de gestão de efluentes usado, tendo sido usada a tabela 10.17 do capítulo 10 do IPCC. Foi usado o valor 41% para efluentes tratados sob forma líquida, 4% para efluentes sólidos, 41% para cama quente e 0,47% para efluentes de animais em pastagem;

$AWMS$ – Fração dos efluentes tratado de acordo com o MCF usado.

Uma vez calculado o fator de emissão, este foi multiplicado pelo número de animais do subgrupo, e o total foi somado.

Na exploração A existe para as vacas em lactação um separador de sólidos e líquidos, do tipo *screw press separator*, o que faz diminuir as emissões de gases e não está representado nos fatores de emissão fornecidos pelo IPCC (2019). De forma a estimar, para este tipo de separador, a quantidade de sólidos voláteis existente em cada fração após separação, foi usado o índice de separação 0,42 (Larson et al. 2021), visto que a quantidade total de metano é dependente deste valor. Este índice é representativo da razão entre a massa de sólidos voláteis na fração sólida dos efluentes após a separação e a massa inicial de sólidos voláteis antes da separação (Guilayn et al. 2019).

2.2.3 Cálculo das emissões de óxido nitroso

As emissões de óxido nitroso provêm de compostos ricos em azoto, tendo sido divididas, por um lado, em diretas, através das reações de nitrificação e desnitrificação nos efluentes e nos solos ao qual é adicionado, e, por outro, em indiretas, a partir do azoto que sofre volatilização e redeposição e das perdas através da lixiviação e escoamento. Para

este estudo, foram consideradas as emissões provenientes do armazenamento dos efluentes pecuários e da adição de compostos ricos em azoto ao solo.

Foi contabilizado o azoto presente nos efluentes pecuários de ambas as explorações. Para a exploração B foi ainda tido em conta o azoto presente nas excreções dos animais em pastagem, e, na exploração A, nos fertilizantes sintéticos. As orientações (IPCC 2019) indicam ainda a estimativa das emissões do azoto proveniente dos resíduos das culturas anteriores assim como do azoto mineralizado em consequência das mudanças no manejo no solo, no entanto, estas não foram considerados neste estudo.

Foi feito o cálculo da excreção anual de azoto dos animais (N_{ex}), calculada pela diferença entre a ingestão de azoto e a sua retenção, a partir da equação 10.31A, presente no capítulo 10 do IPCC (2019).

$$N_{ex} = (N_{ingerido} - N_{retido}) * 365$$

Em que:

N_{ex} ($kg N animal^{-1} ano^{-1}$) - Taxa de excreção anual de azoto por animal;

$N_{ingerido}$ ($kg N animal^{-1} dia^{-1}$) – Ingestão diária de azoto (N) por animal. O valor da ingestão diária de azoto foi dado pela simulação criada no programa NASEM;

N_{retido} ($kg N animal^{-1} dia^{-1}$) – Quantidade diária de azoto (N) retida por animal. O valor da ingestão diária de azoto foi dado pelo relatório criado no programa NASEM.

2.2.3.1 Emissões de óxido nitroso do armazenamento dos efluentes pecuários

A estimativa de excreção anual de azoto calculada anteriormente permitiu o cálculo das emissões diretas de óxido nitroso aquando do armazenamento do estrume nas explorações, adaptando a equação 10.25 do IPCC (2019) inserida no capítulo 10.

$$N_2O_{direto} = (N * N_{ex} * AWMS) * EF_3 * \frac{44}{28}$$

Em que:

N_2O_{direto} ($kg N_2O ano^{-1}$) – Emissões diretas anuais de óxido nitroso pelos efluentes;

N – Número de animais no sistema;

N_{ex} ($kg N animal^{-1} ano^{-1}$) - Taxa de excreção anual de azoto por animal;

EF_3 ($kg\ N_2O-N$ ($kg\ N$)⁻¹) – Fator de emissão para emissões diretas de óxido nitroso para o sistema de gestão de efluentes em questão, a partir da tabela 10.21 do IPCC. Para a exploração A, foi usado o valor 0,01 $kg\ N_2O-N/ kg\ N$ para o armazenamento sólido e para o sistema de camas quentes, e o valor 0,005 $kg\ N_2O-N/ kg\ N$ para o armazenamento líquido com cobertura, isto é, do azoto excretado pelos animais, é emitido 1% e 0,5% de óxido nitroso direto, respetivamente.

44/28 – Conversão de N_2O-N para N_2O .

Para cálculo das emissões indiretas de óxido nitroso provenientes do armazenamento, foi tido em conta o azoto volatilizado sob forma de amoníaco (NH_3) e de óxidos de azoto (NO_x), posteriormente depositados e emitidos sob forma de óxido nitroso, adaptado a partir das equações 10.26 e 10.28 do IPCC.

Em que:

$$N_2O_{volatilizado} = (N * Nex * AWMS) * Frac_{volatilizado} * EF_4 * \frac{44}{28}$$

$N_2O_{volatilizado}$ ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Emissões indiretas de N_2O após volatilização do azoto sob forma de amoníaco e óxidos de azoto;

N – Número de animais no sistema;

Nex ($kg\ N\ animal^{-1}\ ano^{-1}$) - Taxa de excreção anual de azoto por animal;

$AWMS$ – Fração do azoto excretado tratado de acordo com o sistema de manejo de efluentes usado na equação;

$Frac_{volatilizado}$ – Fração do azoto que sofre volatilização a NH_3 e NO_x ; com valores provenientes da tabela 10.22 do capítulo 10 do IPCC. Foram utilizados, para a exploração A, as frações 0,25 para o sistema de cama quente, 0,1 para o sistema líquido com cobertura, e 0,3 para o armazenamento sólido. Para a exploração B, para o tempo que os animais passam em confinamento, foi usado o valor 0,35, correspondendo à nitreira;

EF_4 ($kg\ N_2O-N$ ($kg\ NH_3-N + NO_x-N\ volatilizados$)⁻¹) – Fator de emissão para o azoto redepositado nos solos e nas águas, a partir da tabela 11.3 do capítulo 11 do IPCC. Foi usado o valor 0,10 $kg\ N_2O-N/ (kg\ NH_3-N + NO_x-N\ volatilizados)$.

44/28 – Conversão de N_2O-N para N_2O .

Não foram tidas em conta perdas por lixiviação nesta secção. Visto que os efluentes são armazenados em estruturas impermeáveis, não se consideraram perdas de azoto por esta via (IPCC 2019).

Uma vez calculadas as emissões totais de óxido nitroso de forma direta e indireta, foi estimado o azoto remanescente nos efluentes (F_{AM} , kg N ano⁻¹), a partir das equações 10.34 e 10.34A. Este valor permitiu calcular as emissões de óxido nitroso após aplicação dos mesmos efluentes nos solos, encontrando-se descritas no capítulo seguinte.

2.2.3.2 Emissões de óxido nitroso proveniente dos solos

Foi calculado o óxido nitroso proveniente de emissões diretas nos solos dos campos agrícolas, tendo em conta a equação 11.1 do capítulo 11 do IPCC. À semelhança do método usado para o armazenamento dos efluentes pecuários, as fontes de azoto aplicadas ao solo foram multiplicadas pelo respetivo fator de emissão.

Para a exploração A, o azoto total proveniente dos fertilizantes (F_{SN} , kg N ano⁻¹), assim como o dos efluentes aplicados no solo nesse ano (F_{AM} , kg N ano⁻¹), foi multiplicado pelo respetivo fator de emissão EF_1 (consultado na tabela 11.1 do capítulo 11), de 0,01 kg N₂O-N/ kg N aplicado. Para a exploração B, o azoto proveniente dos efluentes foi igualmente multiplicado por EF_1 e o azoto proveniente das excreções diretas dos animais em pastoreio (F_{PRP} , kg N ano⁻¹), obtido a partir da excreção diária de azoto de acordo com o tempo passado na pastagem, foi multiplicado pelo fator de emissão EF_{3PRP} de 0,004 kg N₂O-N/ kg N aplicado (tabela 11.1). O total de emissões foi somado, constituindo as emissões diretas.

Para o cálculo das emissões indiretas de óxido nitroso dos solos, foi em primeiro lugar tido em conta o azoto volatilizado sob forma de amoníaco (NH₃) e de óxidos de azoto (NOx), adaptado a partir da equação 11.9 do IPCC (2019) presente no capítulo 11.

$$N_2O_{volatilização} = [F_{SN} * Frac_{GASF} + (F_{AM} + F_{PRP}) * Frac_{GASM}] * EF_4 * 44/28$$

Em que:

$N_2O_{volatilização}$ (kg N ano⁻¹) – Emissões indiretas de N₂O após volatilização do azoto em amoníaco e óxidos de azoto;

F_{SN} (kg N ano⁻¹) – Quantidade anual de N aplicada proveniente de fertilizantes sintéticos;

$Frac_{GASF}$ – Fração do azoto proveniente de fertilizantes sintéticos que sofre volatilização a NH_3 e NO_x , a partir dos valores da tabela 11.3 do capítulo 11. Foi usada a fração 0,11;

F_{AM} ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Quantidade anual de N restante nos efluentes para aplicação nos solos após o seu armazenamento;

F_{PRP} ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Quantidade anual de N depositada diretamente na pastagem a partir das fezes e urina dos animais;

$Frac_{GASM}$ ($kg\ N\ (kg\ de\ N\ adicionado)^{-1}$) – Fração do azoto proveniente das fezes e urina dos animais em pastagem que sofre volatilização a NH_3 e NO_x ; a partir da tabela 11.3 do capítulo 11. Foi usada a fração 0,21;

EF_4 ($kg\ N_2O-N\ (kg\ NH_3-N + NO_x-N\ volatilizados)^{-1}$) – Fator de emissão para óxido nitroso emitido a partir da deposição de azoto nos solos e na água. Foi utilizado o valor 0,010 $kg\ N_2O-N / (kg\ NH_3-N + NO_x-N\ volatilizado)$;

44/28 – Conversão de N_2O-N para N_2O .

Para cálculo das emissões indiretas de óxido nitroso provenientes da lixiviação e escoamento do azoto sob a forma de nitrato nos solos, foi adaptada a equação 11.10 do capítulo 11 (IPCC 2019).

$$N_2O_{lixiviação} = [(F_{SN} + F_{AM} + F_{PRP}) * Frac_{lixiviação}] * EF_5 * \frac{44}{28}$$

Em que:

$N_2O_{lixiviação}$ ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Emissões indiretas de N_2O produzida pelo escoamento e pela lixiviação do azoto;

F_{SN} ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Quantidade de N aplicada proveniente de fertilizantes sintéticos;

F_{AM} ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Quantidade de N aplicada proveniente dos efluentes aplicados;

F_{PRP} ($kg\ N\ ano^{-1}$) – Quantidade de N depositada a partir das fezes e urina dos animais em pastagem;

$Frac_{lixiviação}$ ($kg\ N\ (kg\ de\ N\ adicionado)^{-1}$) – Fração do azoto depositado nos solos que sofre que sofre escoamento e lixiviação; a partir da tabela 11.3 do capítulo 11; Foi usado a fração 0,24.

EF_5 ($kg\ N-N_2O$ ($kg\ N\ lixiviado$) $^{-1}$) – Fator de emissão para o óxido nitroso emitido a partir do escoamento e lixiviação do azoto. Foi usado o valor 0,011 N_2O-N / ($kg\ N\ lixiviado$);

44/28 – Conversão de N_2O-N para N_2O .

O total de emissões diretas e indiretas foram somados.

2.2.4 Cálculo da energia

Relativamente às emissões relativas ao consumo de energia nas explorações, foram calculadas as emissões vindas da queima de combustíveis fósseis, multiplicando o número de litros de gasóleo consumido para cada exploração durante o ano 2022 pelo fator de emissão de CO_2 de 2,690 $kg\ CO_2$ / litro gasóleo (Ministry for the Environment 2022).

Foram igualmente tidas em conta as emissões provenientes da eletricidade, tendo sido usado o fator de emissão 0,309 $kg\ CO_2$ / kWh de eletricidade consumida (Hill et al. 2018).

2.2.5 Cálculo das emissões provenientes de produtos do exterior

Para cada alimento importado, definido neste estudo como qualquer alimento com origem exterior à exploração, foi estimado um valor de emissões associado à sua produção. Recorreu-se às bases de dados AGRIBALYSE® 3.1.1, ECOALIM 8.1 e GFLI 2.0 de modo a obter fatores de emissão associados à produção de cada alimento, sendo que a primeira disponibiliza igualmente estimativas para produção de alimentos biológicos. Para as dreches húmidas e o melaço, o valor empregue para a exploração B foi de agricultura convencional e não biológica. Os fatores de emissão para estes alimentos importados foram, nestas bases de dados, calculados segundo o critério de alocação económico, o qual é recomendado pelas orientações do IDF visto a dificuldade de atribuição de um método de alocação físico (IDF 2022).

Foram igualmente contabilizadas as emissões relativas à produção de fertilizantes sintéticos, visto que este é um processo que requer um grande consumo de energia. No método mais comum de produção de fertilizantes, a partir do hidrogénio proveniente do metano do gás natural e do azoto extraído do ar, ocorre o processo de transformação em amoníaco (NH_3), com grande consumo energético. Posteriormente, o amoníaco é usado na produção de fertilizantes como a ureia ($CO(NH_2)_2$) e o nitrato de amónio (NH_4NO_3) (Walling and Vaneeckhaute 2020). Para este estudo, foram usados fatores de emissão para a

Europa (Skowrońska and Filipek 2014) de 1,6 kg CO₂-eq/ kg N para a ureia e de 6,2 kg CO₂-eq/ kg N para o nitrato de amônio.

2.2.6 Análise do coproduto “carne”

De modo a considerar a produção de carne neste estudo, como previamente mencionado, foi efetuada uma expansão do sistema, onde após o cálculo da pegada carbônica para a exploração leiteira, foram subtraídas a este valor as emissões relativas à produção de carne num sistema de produção alternativo. Deste modo, assume-se que a carne de animais leiteiros refugados substituem a de animais provenientes de um sistema de produção de bovinos de carne (Flysjö et al. 2012). A quantidade total de carne vendida pela exploração, obtida através do peso médio da carcaça de cada exploração e do número de animais vendidos em 2022, foi multiplicada pelo fator de emissão médio da produção de um quilograma de vaca, segundo as bases de dados AGRIBALYSE. Os fatores de emissão usados foram, para a exploração A, de 11,8 kg CO₂-eq/ kg carne, correspondendo a uma vaca leiteira de refugio em sistema convencional, e para a exploração B, de 17,5 kg CO₂-eq/ kg carne para as vacas de leite, e de 13,55 kg CO₂-eq/ kg carne para as vacas de carne, ambos os valores provenientes da base de dados biológica.

2.2.7 Sequestro de carbono nos solos

De modo a estimar o sequestro de carbono nos solos das pastagens naturais da exploração B foi usado o modelo RothC-26.3, que procura prever a dinâmica do carbono orgânico no solo (SOC) em solos superficiais não encharcados. Considera cinco diferentes compartimentos, nomeadamente os compartimentos ativos Material Vegetal Degradável (DPM), Material Vegetal Resistente (RPM), Biomassa Microbiana (BIO) e Matéria Orgânica Humificada (HUM), e por outro lado o compartimento inativo Matéria Orgânica Inerte (IOM), resistente à decomposição (Coleman and Jenkinson 1996).

Tal como descrito na figura 4, após a adição dos diferentes materiais ricos em carbono no solo, como é o caso dos resíduos de plantas, raízes e fertilizantes, o carbono é dividido em DPM e RPM segundo o tipo de solo existente e o seu uso. De seguida, ambos os compartimentos são decompostos, formando BIO, HUM e libertando CO₂. A transformação em HUM+BIO ou CO₂ é função da quantidade de argila presente no solo em estudo. A taxa de decomposição é dependente de vários fatores, sendo que este modelo considera a temperatura, a humidade e a cobertura vegetal, usando uma escala de tempo mensal (Coleman and Jenkinson 1996).

De modo a executar o modelo, foram recolhidos os parâmetros relativos às condições ambientais no concelho de Portalegre, nomeadamente de precipitação mensal e temperatura média do ar no ano 2022. Visto que os dados acerca da evaporação mensal eram desconhecidos, foram usados, tal como aconselhado nas orientações (Coleman and Jenkinson 1996), os dados climáticos de Müller acerca da transpiração mensal média (Müller 1982), e este resultado foi dividido por 0,75 (Coleman and Jenkinson 1996), de modo a chegar à evaporação mensal em tanque aberto.

O teor de argila obtido a partir da análise da amostra de solo foi de 11,04%.

De modo a estimar as adições de carbono nas pastagens naturais, foram usadas as equações e estimativas de Morais et al. (2018), relativas aos resíduos das plantas e excreções de animais em pastoreio.

$$I_{plant} = [(1 - LI) + RS] * AGP * CF$$

Em que:

I_{plant} ($t C ha^{-1}$) – Quantidade de carbono incorporada nos solos proveniente dos resíduos das plantas;

LI ($kg MS ingerida (kg MS rendimento da pastagem)^{-1}$) – Ingestão proporcional das plantas pelos animais relativamente ao rendimento da pastagem. Foi usado o valor 0,61 kg MS ingerida/ kg MS rendimento da pastagem (Morais et al. 2018).

RS – Razão da raiz relativamente à parte aérea da planta. Foi usado o valor 0,98 (Morais et al. 2018);

AGP ($t kg MS ha^{-1}$) – Produtividade acima do solo. Foi usado o valor 2,1 ton kg MS/ ha (Morais et al. 2018);

CF ($t C (t MS)^{-1}$) – Fração de carbono presente nas plantas. Foi usado o valor 0,4 ton C/ ton MS (IPCC 2019).

$$I_{animal} = LD * SR$$

Em que:

I_{animal} ($t C ha^{-1}$) – Quantidade de carbono incorporada nos solos proveniente das excreções dos animais em pastoreio;

$LD (t C ha^{-1})$ – Quantidade de carbono proveniente do estrume dos animais em pastoreio. Foi usado o valor 1,53 ton C/ ha (Morais et al. 2018);

$SR (CN ha^{-1})$ – Número de cabeças normais por hectare. Foi usado o valor 2 CN/ ha, o valor máximo permitido para regime biológico.

Na Tabela 4 encontram-se compilados os dados necessários para a criação de um cenário pelo modelo.

Tabela 4- Inputs necessários para a criação de um cenário pelo modelo RothC.

Condições ambientais	Maneio do solo
Precipitação mensal (mm)	Resíduos vegetais (t C/ ha)
Evaporação mensal em tanque aberto (mm)	Estrume animal (t C/ ha)
Temperatura média mensal do ar (mm)	Período de cobertura (mês)
Teor de argila (%)	
Profundidade da amostra de solo recolhida (cm)	

De modo a converter a percentagem de matéria orgânica no solo (SOM) em carbono orgânico total (TOC), o valor de SOM foi multiplicado por 0,58 (Morais et al. 2018), que corresponde à fração média de carbono presente na matéria orgânica, e convertido a tonelada de carbono por hectare.

De seguida, o modelo foi executado de modo a obter os compartimentos de carbono em equilíbrio com o valor de TOC. Os valores do clima e adições de carbono ao solo são executados iterativamente pelo RothC até atingir o equilíbrio (Coleman and Jenkinson 1996).

Capítulo V- Resultados

1. Apresentação das emissões das duas explorações

O resultado do estudo consistiu numa pegada carbónica de 1,43 kg CO₂-eq/ ECM para exploração convencional A e em 2,82 kg CO₂-eq/ ECM para a exploração biológica B.

A contribuição de cada fonte para a pegada carbónica total encontra-se representada na Tabela 5. As fontes com maior impacto incluem, na exploração A, por ordem decrescente, o alimento importado, a fermentação entérica e o armazenamento dos efluentes, e, na exploração B, o metano entérico, o alimento importado e o armazenamento dos efluentes. Encontram-se destacadas a negrito as três maiores fontes de emissões.

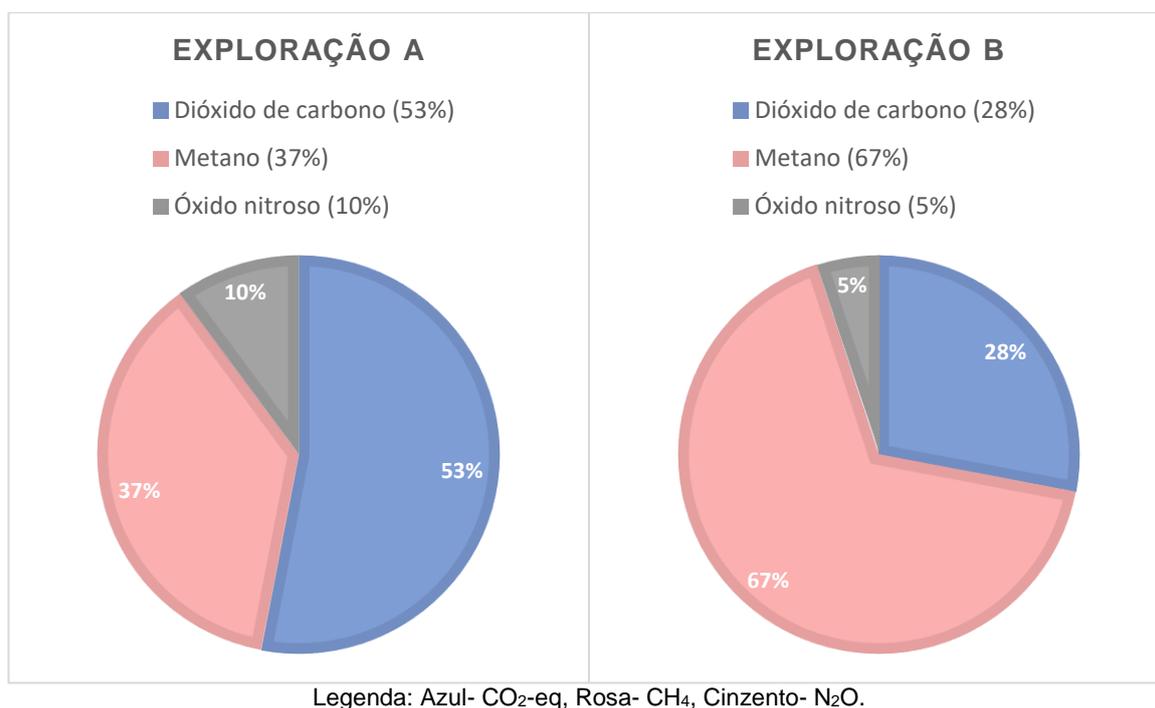
Tabela 5 - Contributo de cada fonte analisada para a pegada carbónica final da exploração.

Fonte e gás	Convencional (A)		Biológico (B)	
	kg CO ₂ eq/kg ECM	Fração do total	kg CO ₂ eq/kg ECM	Fração do total
Rúmen – CH ₄	0,39	0,27	1,63	0,58
Efluentes – CH ₄	0,20	0,14	0,39	0,14
Efluentes – N ₂ O	0,06	0,04	0,02	0,01
Solos – N ₂ O	0,10	0,07	0,14	0,05
Gasóleo – CO ₂	0,02	0,02	0,06	0,02
Eletricidade – CO ₂	0,03	0,02	0,01	0,00
Alimento importado – CO ₂ eq	0,79	0,55	0,79	0,28
Fertilizantes sintéticos – N ₂ O	0,02	0,01	0,00	0,00
Carne – CO ₂ eq	-0,16	-0,11	-0,22	-0,08
Total	1,43	1,00	2,82	1,00

Após a adição do sequestro de carbono nas pastagens naturais da exploração B, a pegada carbónica da mesma foi reduzida para 2,06 kg CO₂-eq/ ECM. É recomendada a apresentação deste valor em separado, visto que a inclusão do sequestro no solo pode fazer variar a pegada carbónica de forma significativa (IDF 2022). Ocorreu, deste modo, uma diminuição da pegada carbónica de 27% com a inclusão do sequestro nas pastagens naturais.

A contribuição de cada gás para a pegada carbónica das explorações encontra-se representada no Gráfico 2. Para a exploração A o gás com maior impacto foi o dióxido de carbono e para a exploração B foi o metano.

Gráfico 2 - Impacto de cada gás de efeito de estufa emitido na pegada carbónica total das exorações.



1.1 Emissões provenientes do metano entérico

O metano resultante da fermentação entérica pelos ruminantes constituiu, na exploração A, a segunda maior fonte de emissões, e, na exploração B, a maior fonte.

Em leite corrigido para a energia, foram emitidos 0,39 kg CO₂/ kg ECM para a exploração A e 1,63 kg CO₂/ kg ECM para a exploração B.

Os valores de emissão de metano entérico, fatores dos quais este é dependente, e eficiência alimentar estão compilados na Tabela 6.

Tabela 6 – Comparação entre os parâmetros relativos às emissões de metano entérico para uma vaca leiteira em lactação, na exploração A e na exploração B.

Exploração	Emissão diária por animal (kg CH ₄ /dia)	DMI (kg)	DE (%)	MY (g CH ₄ /kg DMI)	FE (kg ECM/kg DMI)
A	0,42	22,0	72,4	19,0	1,70
B (leiteiras)	0,27	12,8	52,0	21,4	0,99

Legenda: Emissão diária de metano por animal, Ingestão de matéria seca (DMI), Energia digerível do alimento (DE), Quantidade de metano emitido por kg de matéria seca ingerida (MY) e Eficiência alimentar (FE).

Por ano, uma vaca em lactação da exploração A emitiu 152,6 kg CH₄ (0,42 kg CH₄ por dia), contrastando com a exploração B, em que uma vaca leiteira em lactação emitiu 99,9 kg CH₄ por ano (0,27 kg CH₄ por dia).

Relativamente à eficiência alimentar (FE), definida para este estudo como o rendimento de leite por quilograma de matéria seca ingerida (Gross et al. 2022), esta foi consideravelmente superior em A (1,70 kg ECM/ kg DMI) do que em B (0,99 kg ECM/ kg DMI).

1.2 Emissões de metano relativas ao armazenamento de efluentes pecuários

Para a exploração A, o valor de metano por leite corrigido para a energia foi de 0,20 kg CO₂-eq/ ECM e para a exploração B de 0,39 kg CO₂-eq/ ECM.

Nas Tabelas 7 e 8 encontram-se representados, para cada subgrupo da exploração A e das vacas de leite da exploração B, os valores de emissão de metano proveniente do armazenamento dos efluentes e os parâmetros que o influenciam.

Tabela 7 - Emissão de metano relativa ao armazenamento de efluentes em cada subgrupo da exploração A e parâmetros dos quais este é dependente.

Subgrupo	Emissão diária (kg CH ₄ /dia)	VS (kg DM/dia)	Tipo de sistema	Tempo de retenção	MCF (%)
< 1 ano	0,10	1,95	Cama quente	>1 mês	41,0
1-2 anos	0,12	2,40	Cama quente	>1 mês	41,0
1 ^a lactação	0,17	2,61	Sólido	Regular	4,0
		3,61	Líquido	6 meses	41,0
Lactação pós 2 ^o parto	0,17	2,61	Sólido	Regular	4,0
		3,61	Líquido	6 meses	41,0
Secas	0,01	2,91	Sólido	Regular	4,0

Legenda: Emissão diária de metano por animal, Sólidos Voláteis excretados por animal (VS), Tipo de sistema de armazenamento de efluentes para o subgrupo, Tempo de retenção dos efluentes no sistema e Fator de conversão de metano (MCF).

Tabela 8 - Emissão de metano relativa ao armazenamento de efluentes em cada subgrupo das vacas de leite da exploração B e parâmetros dos quais este é dependente.

Grupo	Emissão diária (kg CH ₄ / dia)	VS (kg DM/ dia)	Tipo de sistema	Tempo de retenção	MCF (%)
<1 ano	0,002	2,79	Pastoreio	/	0,5
1 ano-lactação	0,003	4,58	Pastoreio	/	0,5
1 ^a lactação	0,121	5,54	Nitreira	6 meses	41,0
			Pastoreio	/	0,5
Lactação pós 2 ^o parto	0,121	5,54	Nitreira	6 meses	41,0
			Pastoreio	/	0,5
Secas	0,084	3,75	Nitreira	6 meses	41,0
			Pastoreio	/	0,5

Legenda: Emissão diária de metano por animal, Sólidos Voláteis excretados por animal (VS), Tipo de sistema de armazenamento de efluentes para o subgrupo, Tempo de retenção dos efluentes no sistema e Fator de conversão de metano (MCF).

Para uma vaca em lactação da exploração A, foram emitidos 0,17 kg CH₄ proveniente do armazenamento dos efluentes por dia, ou 62,6 kg CH₄ por ano, e para uma vaca leiteira em lactação da exploração B foram emitidos 0,12 kg CH₄ por dia, ou 44,5 kg CH₄ por ano.

Dentro da exploração A, os grupos <1 ano e 1-2 anos são mantidos num sistema de cama quente, com acumulação do estrume ao longo dos meses, o que levou ao uso do valor do fator de conversão de metano de 41,0% (IPCC 2019), resultando numa emissão de 0,10 e 0,12 kg CH₄ por animal por dia, respetivamente, ou 35,2 e 43,9 kg CH₄ por ano. Para vacas em lactação, as emissões apresentadas anteriormente foram o resultado da soma dos efluentes armazenados sob forma líquida com um MCF de 41,0%, com os efluentes armazenados sob forma sólida, de MCF 4,0% (IPCC 2019), após separação de sólidos e líquidos.

Para a exploração B, as emissões mais elevadas verificaram-se nos períodos de confinamento dos animais, em que os efluentes são armazenados numa nitreira, sendo esta responsável quase integralmente pelo metano proveniente do estrume. Para animais em lactação, estimou-se que eram emitidos por animal 44,5 kg CH₄ por ano ou 0,12 kg CH₄ por dia. Em contraste, para animais que passam a totalidade do tempo em pastoreio, como é o caso do grupo 1 ano até lactação, foi emitido por animal 1,0 kg CH₄ por ano ou 0,003 kg CH₄ por dia. Para a nitreira foi usada um MCF de 41,0%, ao passo que para os animais em pastoreio foi usado um MCF de 0,47% (IPCC 2019).

1.3 Emissões de óxido nitroso do armazenamento de efluentes pecuários

Verificaram-se para esta fonte 0,06 kg CO₂-eq/ ECM na exploração A e 0,02 kg CO₂-eq/ ECM na exploração B.

Foram compiladas nas Tabelas 9 e 10, para cada subgrupo da exploração A e das vacas de leite da exploração B, as emissões relativas ao óxido nitroso proveniente do armazenamento dos efluentes pecuários, assim como o tipo de sistema e fatores de emissão utilizados.

Tabela 9 - Emissões de óxido nitroso segundo o tipo de armazenamento de efluentes na exploração A.

Subgrupos	Nex (kg/dia)	Tipo de sistema	Emissões diretas		Emissões indiretas	
			EF ₃ (kg N ₂ O -N/ kg N)	Total d. (kg N ₂ O/ dia)	Fração volatilizada	Total i. (kg N ₂ O/ dia)
<1 ano	0,19	Cama quente	0,010	0,003	0,25	0,0007
1 ano-1 ^a lact	0,18	Cama quente	0,010	0,003	0,25	0,0007
Lactação 1 ^a	0,41	Líquido+cobertura	0,005	0,003	0,10	0,0006
Lact. pós 2 ^o parto	0,41	Líquido+cobertura	0,005	0,003	0,10	0,0006
Secas	0,20	Sólido	0,010	0,003	0,30	0,0009

Legenda: Azoto excretado diariamente por animal (Nex), Tipo de sistema onde são armazenados os efluentes, Fator de emissão para as emissões diretas (EF₃), Total de N₂O emitido diariamente por via direta (Total d.), Fração do azoto volatilizado a NH₃ e NO_x (Fração volatilizada), Total de N₂O emitido diariamente por via indireta (Total i.).

Tabela 10 - Emissões de óxido nitroso segundo o tipo de armazenamento de efluentes nas vacas de leite da exploração B.

Subgrupos	Nex (kg/dia)	Tipo de sistema	Emissões diretas		Emissões indiretas	
			EF ₃ (kg N ₂ O -N/ kg N)	Total d. (kg N ₂ O/ dia)	Fração volatilizada	Total i. (kg N ₂ O/ dia)
4m - 1 ano	0,07	Pastoreio	/	/	/	/
1 ano-1 ^a lact	0,14	Pastoreio	/	/	/	/
Lactação 1 ^a	0,12	Nitreira+crosta	0,005	0,0003	0,30	0,0002
Lact. pós 2 ^o parto	0,12	Nitreira+crosta	0,005	0,0003	0,30	0,0002
Secas	0,14	Nitreira+crosta	0,005	0,0005	0,30	0,0002

Legenda: Azoto excretado diariamente por animal (Nex), Tipo de sistema onde são armazenados os efluentes, Fator de emissão para as emissões diretas (EF₃), Total de N₂O emitido diariamente por via direta (Total d.), Fração do azoto volatilizado a NH₃ e NO_x (Fração volatilizada), Total de N₂O emitido diariamente por via indireta (Total i.).

Para uma vaca em lactação da exploração A, verificou-se a emissão de 0,0036 kg N₂O por dia ou 1,32 kg N₂O por ano, proveniente da soma de emissões diretas e indiretas. Para uma vaca leiteira em lactação da exploração B, verificaram-se 0,0005 kg N₂O por dia ou 0,18 kg N₂O por ano, correspondente ao período em que não se encontram em pastoreio.

1.4 Emissões de óxido nitroso proveniente da aplicação de azoto no solo

As emissões de gases provenientes do solo tiveram em conta como fontes de azoto os efluentes pecuários usados como fertilizante em ambas as explorações, os fertilizantes sintéticos aplicados na exploração A e as excreções dos animais em pastoreio da exploração B.

A quantidade total de azoto aplicado nos solos em A foi de 55.341 kg de azoto proveniente dos estrume e 10.452 kg proveniente de fertilizantes sintéticos. Para a exploração B, foi aplicado 12.261 kg de azoto proveniente do armazenamento do estrume e 23.614 kg excretado pelos animais em pastoreio. As emissões totais, somando o óxido nitroso de origem direta com o de origem indireta, foram para a exploração A de 1.508 kg N₂O anuais ou 411.556 kg CO₂-eq, e para as vacas de leite da exploração B de 969 kg N₂O anuais ou 264.555 kg CO₂-eq. As emissões relativas a esta fonte foram, deste modo, inferiores na exploração B.

A maior fonte de azoto na exploração A proveio da aplicação dos efluentes nos solos e na exploração B das fezes e urina dos animais em pastoreio. Em ambas as explorações a maior fonte de óxido nitroso por forma direta foi a aplicação dos efluentes nos solos.

Para a exploração A, foram emitidos 1.034 kg de N₂O proveniente de emissões diretas, 201 kg de N₂O indireto proveniente da deposição do azoto volatilizado e 273 kg de N₂O indireto proveniente de azoto lixiviado. Para a exploração B, foram emitidos 341 kg de N₂O proveniente de emissões diretas, 118 kg de N₂O proveniente da deposição do azoto volatilizado e 149 kg de N₂O proveniente de azoto lixiviado. Nas Figuras 5 e 6 encontram-se representadas, para as explorações A e B, respetivamente, as quantidades de azoto adicionadas ao solo pelas diferentes fontes, assim como as emissões de óxido nitroso decorrentes.

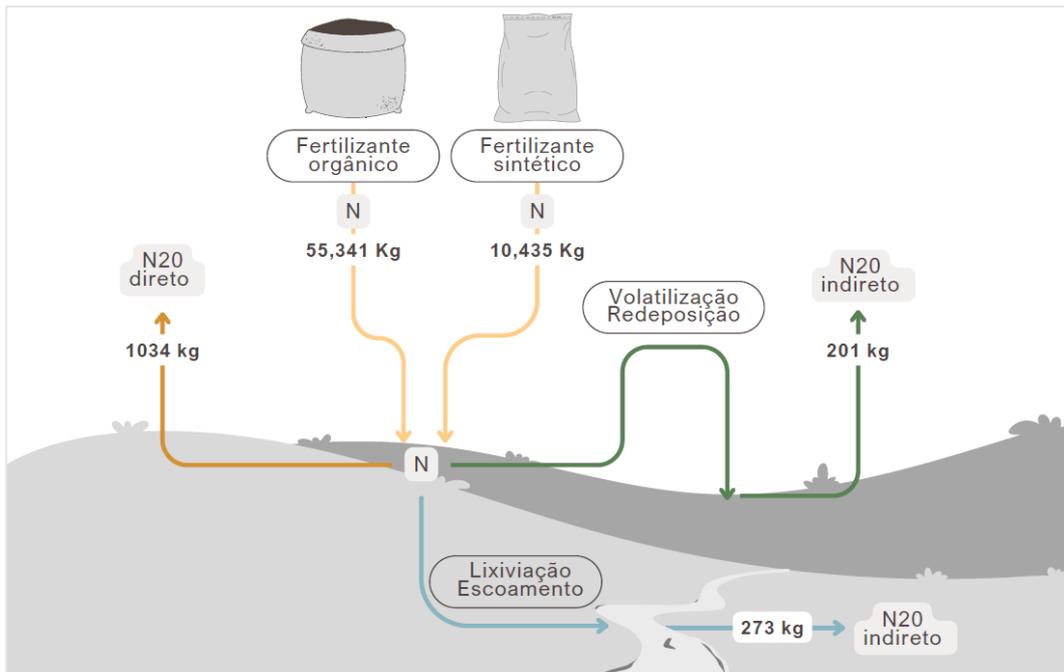


Figura 4- Esquemática das adições de azoto e consequentes emissões de óxido nitroso diretas e indiretas, para os campos de cultivo da exploração A (figura original).

Legenda: amarelo- adições de azoto ao solo; laranja- N₂O emitido por via direta; verde- N₂O emitido por via indireta, após volatilização de NH₃ e NO_x; azul- N₂O emitido por via indireta, após lixiviação e escoamento.

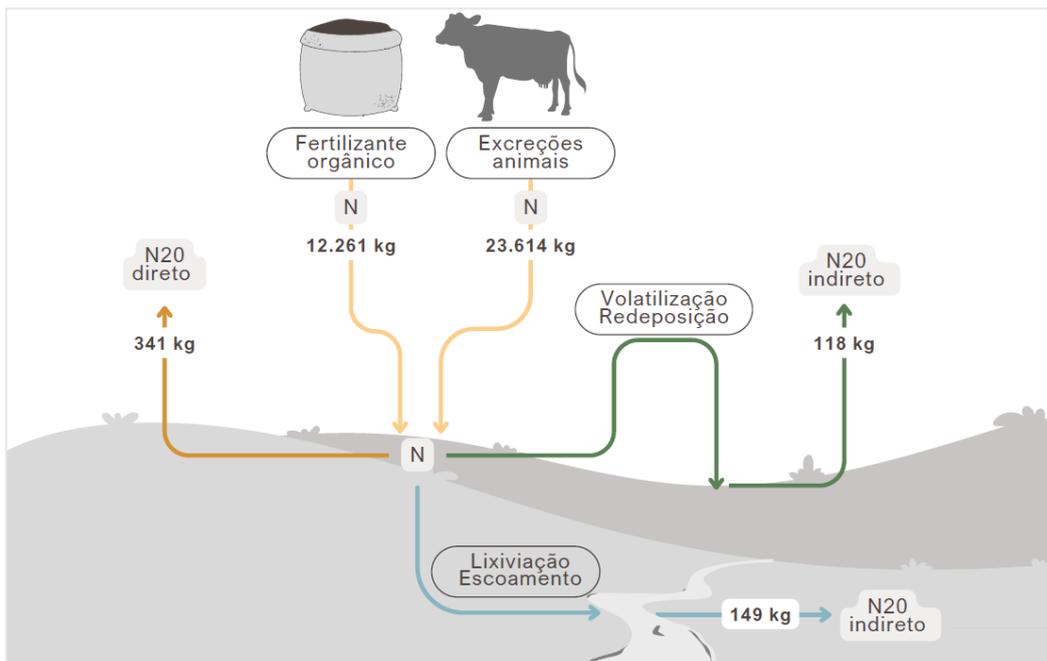


Figura 5- Esquemática das adições de azoto e consequentes emissões de óxido nitroso diretas e indiretas, para os campos de cultivo da exploração B (figura original).

1.5 Emissões relativas à importação de alimentos

As emissões anuais provenientes do alimento importado foram superiores na exploração A, de 3.321.327 kg CO₂-eq, relativamente à exploração B, de 1.464.275 kg CO₂-eq. Em média, esta fonte emitiu por ano 5.214 kg CO₂-eq por animal em A e 1.106 kg CO₂-eq por animal em B.

Por animal, foram importados anualmente em média 7.359 kg de alimento em A e 2.479 kg em B.

Nas tabelas abaixo foram compilados os alimentos importados nas duas explorações, assim como o fator de emissão empregue para o cálculo da pegada associada à sua produção.

Tabela 11 – Inventário de alimentos importados e fatores de emissão para a exploração A.

Alimento importado	Quantidade (kg/ano)	FE (kg CO ₂ eq) e Fonte
Silagem de milho (parte)	1.891.330	0,20; Ecoalim
Massa de cerveja	1.281.880	0,73; Cofalec
Farinha de milho	789.349	0,48; Ecoalim
Polpa de citrino	629.260	0,62; GFLI
Bagaço de soja	473.452	2,45; GFLI
Palha	334.760	0,70; Ecoalim
Mistura 1	273.374	0,06 (casca de soja), Ecoalim

Legenda: Tipo de alimento importado, Quantidades anuais, Fator de Emissão (FE) e respetiva base de dados utilizada (Fonte).

Tabela 12 – Inventário de alimentos importados e fatores de emissão para a exploração A.

Alimento importado	Quantidade (kg/ano)	FE (kg CO ₂ eq) e fonte
Repiso de tomate	1.216.300	0,20; Agribalyse
Dreches húmidas	1.025.660	0,89; Ecoalim (convencional)
Vicia	254.520	0,39; Agribalyse
Luzerna	242.860	0,25; Agribalyse
Silagem de milho	133.480	0,18; Agribalyse
Silagem de erva	127.350	0,30; Agribalyse
Silagem de azevém	95.980	0,30; Agribalyse
Trigo	83.230	0,35; Agribalyse
Cevada	53.832	0,42; Agribalyse
Melaço	49.400	0,11; Ecoalim (convencional)

Legenda: Tipo de alimento importado, Quantidades anuais, Fator de Emissão (FE) e respetiva base de dados utilizada (Fonte).

A exploração A produz parte do alimento fornecido aos animais, sendo a maior fração importada. O alimento com maior fator de emissão relativo à sua produção foi o bagaço de soja. Na exploração B os animais alimentam-se diretamente nas pastagens, e quando confinadas recebem TMR com alimento produzido na exploração, suplementado com componentes importados. A maior parte dos alimentos importados nesta exploração tem um fator de emissão menor do que os alimentos importados em A.

1.6 Sequestro de carbono no solo

A estimativa de carbono sequestrado no solo das pastagens naturais da exploração B durante o ano de 2022 foi de 1,59 ton C/ ha. Se se considerar os 800 ha de pastagem natural, ocorreu um sequestro total de 1.272 toneladas de carbono durante este ano.

Os valores usados de adições de carbono ao solo, assim como o valor total de carbono sequestrado, podem ser observados na Tabela 13.

Tabela 13 – Carbono sequestrado pelas pastagens naturais da exploração B.

SOC final (t C/ ha)	Resíduos plantas (t C/ ha)	Resíduos estrume (t C/ ha)	C sequestrado (t C/ha)
17,38	1,08	3,06	1,59

Legenda: Carbono orgânico total do solo medido (SOC final), Estimativas das adições anuais de carbono provenientes da vegetação e do estrume animal (Resíduos plantas e Resíduos estrume), Carbono sequestrado de janeiro a dezembro 2022 dado pelo modelo (C sequestrado).

Capítulo VI- Discussão

1. Emissões das duas explorações

Na exploração A, o alimento importado correspondeu a 55% das emissões, ou 0,79 kg CO₂-eq/ kg ECM, o metano entérico contribuiu para 27% das emissões, ou 0,39 kg CO₂-eq/ kg ECM, e o metano relativo ao armazenamento 14%, ou 0,20 kg CO₂-eq/ kg ECM. No artigo de Gross et al. (2022), que comparou a pegada carbónica de uma exploração antes e após a sua conversão para regime biológico, o alimento importado contribuiu, antes da conversão, para 35% das emissões ou 0,41 kg CO₂-eq/ kg ECM, o que corresponde a um resultado consideravelmente inferior à emissão da exploração A por esta fonte. Segundo os cálculos deste autor, o metano entérico foi responsável por 0,43 kg CO₂-eq/ kg ECM, sendo este resultado similar ao da exploração A, e o metano relativo aos efluentes emitiu 0,07 kg CO₂-eq/ kg ECM, sendo inferior ao resultado obtido para a exploração A.

Na exploração B, o metano entérico foi responsável por 58% das emissões, ou 1,63 kg CO₂-eq/ kg ECM, o alimento importado por 28%, ou 0,79 kg CO₂-eq/ kg ECM, e as emissões relativas ao armazenamento de efluentes contribuiu para 14%, ou 0,39 kg CO₂-eq/ kg ECM. No estudo de Hietala et al. (2015), que estimou a pegada carbónica de 6 explorações leiteiras biológicas europeias, as emissões relativas à fermentação entérica contribuíram, em média, para 45%, correspondendo a 0,43 kg CO₂-eq/ kg ECM, o que é inferior à exploração biológica B. O alimento importado foi no estudo de Hietala et al. (2015) de apenas 3% ou 0,035 kg CO₂-eq/ kg ECM, o que é consideravelmente inferior aos 28% da exploração B. Os gases provenientes do armazenamento dos efluentes constituíram, segundo o autor, aproximadamente 8% ou 0,13 kg CO₂-eq/ kg ECM.

O metano proveniente da fermentação entérica contribui em regra para a maior parte das emissões, nomeadamente acima de 50% (FAO and GDP 2019), o que está de acordo com a exploração B mas não com a exploração A, em que esta fonte contribuiu apenas para 27% das emissões. Em sistemas maioritariamente de pastagem, a pegada carbónica é predominantemente associada ao metano da fermentação entérica, enquanto noutros sistemas mais intensivos predominam as emissões provenientes da produção de alimento, manejo de efluentes e produção de fertilizantes (Mazzetto et al. 2022).

Caso fosse aumentada a produtividade da exploração B, diminuir-se-ia a sua pegada carbónica, visto que esta é normalmente dada por quilograma de leite nos sistemas leiteiros. Esta pode ser obtida através de múltiplas formas, aconselhando-se, neste caso, a redução do tamanho do efetivo, o que pode ser alcançado ao aumentar o refugio dos animais pouco produtivos, levando a um aumento da produtividade individual e uma maior disponibilidade

de alimento nas pastagens (Herrero et al. 2016). Destaca-se igualmente o foco no melhoramento da qualidade da pastagem, aumentando a quantidade diária de nutrientes ingerida por animal, de modo a existir uma transição do seu metabolismo para a produção de leite em vez de se direcionar para satisfazer as necessidades de manutenção. Uma vaca com grande produtividade usa menor percentagem da energia consumida na sua manutenção relativamente a uma vaca com baixa produtividade (FAO and GDP 2019).

As discrepâncias observadas entre emissões obtidas para as explorações deste estudo e entre as de outros artigos podem também dever-se, em parte, aos diferentes valores de GWP100 usados. Ao longo dos anos, o consenso acerca do potencial de aquecimento global de cada gás tem sido difícil de atingir, neste caso para o metano e o óxido nitroso (Hietala et al. 2015).

1.1 Emissões de metano a partir da fermentação entérica

Na exploração B, o metano entérico foi responsável pela maior percentagem das emissões, o que está de acordo com a literatura (Castanheira et al. 2010; Flysjö et al. 2011; de Léis et al. 2015; Gross et al. 2022), e o que não é o caso da exploração A. No entanto, a emissão diária de metano por animal foi consideravelmente superior em A (0,42 kg CH₄) relativamente a B (0,27 kg CH₄).

A emissão de metano proveniente do rúmen é multifatorial, podendo depender da ingestão de matéria seca, do peso vivo do animal, da sua produção de leite e da percentagem de gordura, assim como do tipo de sistema em que este se encontra (de Léis et al. 2015), sendo que a diferença na quantidade de metano encontrada neste estudo pode ser explicada por diversos fatores em simultâneo.

O cálculo de metano entérico incluiu a ingestão de matéria seca (DMI), consideravelmente superior em A (22,0 kg) do que em B (12,7 kg). Esta diferença pode ser explicada, em primeiro lugar, pela diferença na genética e no peso, sendo a primeira da raça Holstein-Frísia com uma média de 780 kg de peso vivo, e a segunda da raça Jersey, com média de 470 kg, o que faz variar em grande parte a quantidade de alimento ingerido e consequentemente a quantidade de metano produzido. Em segundo lugar, o DMI poderá ter sido limitado na exploração B devido à quantidade reduzida de forragem nas suas pastagens, intensificado pelos períodos de seca que se fizeram sentir no ano do estudo, assim como pela baixa qualidade da mesma, com uma consequente digestibilidade mais baixa (Buxton 1996).

Poderão existir incertezas decorrentes do processo de recolha de dados relativo à alimentação dos animais, visto que na exploração A estes dados foram previamente fornecidos, ao passo que na exploração B foram recolhidas amostras e a ingestão de matéria seca foi posteriormente estimada a partir de equações do IPCC (2019). Na exploração B, foi necessário efetuar uma recolha de amostra do TMR, assim como uma amostra da pastagem onde os animais se encontravam em pastoreio. Esta última, embora tenha sido recolhida em cinco pontos diferentes, pode não ser representativa da totalidade das pastagens na exploração, pela grande área que estas ocupam e pela diversidade na forragem existente. Além disso, embora os bovinos de carne se encontrem permanentemente na pastagem, podem ser suplementados de acordo com a estação do ano e condições existentes, como a seca, não tendo sido fornecida uma quantidade exata desta suplementação. O rendimento das pastagens é com frequência mal documentado pelos agricultores (de Léis et al. 2015), o que dificulta a estimativa da ingestão pelos animais em pastoreio.

Considerando esta incerteza, associada à ingestão de matéria seca pelas vacas em pastoreio da exploração B, fez-se variar o DMI em 10% (sem modificar outros parâmetros, como a produção) de modo a observar como esta mudança alteraria o resultado das emissões de metano entérico e de pegada carbónica da exploração. Ao reduzir a DMI em 10%, o metano entérico médio emitido por uma vaca em lactação seria de 89,9 kg CH₄ por ano, e ao aumentar a DMI em 10%, a emissão seria de 109,9 kg CH₄. Por sua vez, a pegada carbónica total da exploração seria de 2,66 kg CO₂-eq/ ECM e de 2,98 kg CO₂-eq/ ECM, respetivamente, o que corresponde a uma variação de 6% da média. Neste cálculo não está incluída a alteração nas emissões relativas aos efluentes, pelo que esta variação é subestimada.

Foi encontrada uma maior quantidade de metano por quilograma de leite para a exploração B (1,63 kg CO₂-eq/ ECM) relativamente a A (0,39 kg CO₂-eq/ ECM), sendo a emissão em A 76% menor do que em B. Em estudos semelhantes (Flysjö et al. 2011; de Léis et al. 2015) foram igualmente comparadas as emissões (em kg CO₂-eq/ ECM) de metano entérico entre vacas em pastoreio com vacas em regime confinado. Embora também encontrem maiores emissões para as primeiras, a emissão no sistema de animais confinados foi apenas 24% inferior ao sistema em pastoreio no estudo de de Léis, e 18% no estudo de Flysjö, contrastando com a diferença encontrada neste estudo, e o que poderá ser explicado, em grande parte, pela menor produção leiteira em B relativamente a A.

No estudo feito por Uddin et al. (2021), foi efetuada uma comparação entre a pegada carbónica de explorações com as raças Holstein-Frísia e a pegada de explorações com a

raça Jersey, chegando aos valores de metano entérico de 0,63 kg CO₂-eq/ kg FPCM para a raça Holstein Frísia e de 0,68 kg CO₂-eq/ kg FPCM para a raça Jersey. Neste artigo, embora também tenha sido encontrado uma quantidade de metano entérico inferior na raça Frísia, a diferença entre as duas raças é mais uma vez consideravelmente inferior à encontrada entre as emissões das explorações A e B.

Embora a quantidade de metano entérico produzida por vaca seja menor em B, o resultado em kg CO₂-eq/ kg ECM é notavelmente menor em A. Isto poderá dever-se, em grande parte, à quantidade de leite produzida para o ano de 2022, sendo a produção total em A mais do dobro da produção de B, com um menor número de animais em produção, reforçando a importância da produtividade na redução das emissões por quilograma de leite. O resultado elevado para a exploração B poderá dever-se, igualmente, a um grande número de animais leiteiros não produtivos. A fraca produtividade da exploração B dificultou, como observado nos parágrafos anteriores, a comparação das emissões com a literatura, visto que os resultados são sistematicamente apresentados por quilograma de leite.

A maior eficiência alimentar observada em A (1,70 kg ECM/ kg DMI) poderá ser esclarecida pela alimentação com uma predominância da silagem de milho, com digestibilidade consideravelmente superior, e menos predominância de forragem mais fibrosa (Brito and Silva 2020) como é o caso da exploração B (0,99 kg ECM/ kg DMI). Este, aliado mais uma vez à produtividade muito superior na exploração A, leva a que uma menor proporção dos nutrientes seja usada nas funções de manutenção, pelo que ocorre uma diluição das mesmas (FAO and GDP 2019). A qualidade da forragem fornecida tem igualmente um papel importante na diminuição do metano entérico emitido por animal (Henriksson et al. 2014).

1.2 Emissão de metano a partir do armazenamento de efluentes pecuários

Durante o período de armazenamento de efluentes nas explorações, as emissões de gases são afetadas principalmente pela disponibilidade de oxigénio, a quantidade de sólidos voláteis, a temperatura e a duração deste armazenamento (Rotz 2018), sendo que estas características podem fazer variar as emissões desta fonte desde negligenciáveis a mais elevadas na exploração.

O MCF constituiu um parâmetro-chave para estes cálculos, sendo dependente do tipo de sistema e da temperatura ambiente. Estas explorações encontram-se numa região de clima temperado (temperatura anual entre 15 e 25°C), sendo que as emissões variam segundo a estação do ano. A diferença de emissões entre o Inverno e o Verão é de 75%,

segundo a revisão de Jayasundara para o Canadá, e apenas a partir de 10°C ocorre uma emissão significativa de metano (Massé et al. 2003).

Os efluentes líquidos da exploração A para vacas em lactação são armazenados num tanque, para o qual foi usado um MCF de 41%, sendo o tempo de retenção até à sua utilização de 6 meses. Os efluentes na exploração B para animais em confinamento são encaminhados para uma nitreira, com o mesmo tempo de retenção, pelo que foi usado o mesmo valor de MCF (IPCC 2019). A sistemas como os mencionados, em que os efluentes são tratados como líquidos, são atribuídos valores de MCF mais elevados devido ao ambiente anaeróbio, que garante as condições ideais para a formação de metano. Segundo Massé (2003), o tempo de armazenamento nestas explorações é suficiente para constituir uma população de metanógenos ativa, sendo necessário aproximadamente 5 meses a uma temperatura de 15°C para que isso aconteça. Deste modo, as emissões podem ser reduzidas ao diminuir o tempo de armazenamento dos efluentes. Sobretudo em épocas mais quentes do ano, é recomendado o armazenamento inferior a 150 dias como medida de mitigação de metano, através da aplicação frequente dos efluentes nos solos (Massé et al. 2003).

Para os efluentes das vacas em lactação, a exploração A tem um sistema de separação de sólidos e líquidos, o que garante a redução da formação de metano na fração líquida, através redução da quantidade de sólidos voláteis nesta fração (Aguirre-Villegas et al. 2019). À fração sólida, pelo maior arejamento e ambiente aeróbico, foi atribuído um valor de MCF de 4%, sendo significativamente inferior ao dos sistemas líquidos. Para uma vaca em lactação da exploração A, caso não tivesse sido usado este sistema de separação, o fator de emissão com o mesmo método de cálculo teria sido de 109,2 kg de CH₄ por ano em vez dos 62,6 kg estimados (soma do metano proveniente da fração líquida com o da fração sólida).

Para o período em que os animais da exploração B estão em confinamento, a emissão proveniente do metano dos efluentes é inferior em A, o que pode, em parte, ser explicado pela separação de sólidos e de líquidos desta última.

Em explorações cujo manejo dos efluentes é efetuado de forma líquida, é possível criar um sistema em que o metano produzido pela digestão anaeróbia é capturado, podendo usá-lo como energia renovável na exploração, associando o separador de sólidos e líquidos ao digestor anaeróbio. A implementação deste sistema em explorações em que o manejo já é feito de forma líquida é relativamente menos complicada, e oferece outras vantagens como o controlo de odores e redução de agentes patogénicos (Jayasundara et al. 2016).

A exploração A tem animais em sistema de cama quente, o que originou emissões de metano comparáveis ao sistema líquido. No estudo de Van der Weerden (2014), em que foram quantificadas emissões de gases durante o armazenamento de efluentes, o autor atribui esta semelhança entre sistemas às condições de arejamento semelhantes entre os dois.

No artigo de Gross et al. (2022), as emissões de metano provenientes dos efluentes foram de 0,07 kg CO₂-eq/ kg ECM, tanto antes como após conversão para regime biológico. Esta exploração tem como sistema de armazenamento de efluentes uma nitreira com crosta natural. A emissão de metano encontrada por este autor é inferior à da exploração A (0,19 kg CO₂-eq/ kg ECM), que também possui um sistema de armazenamento dos efluentes num tanque sob forma líquida. Visto que este autor usou as mesmas linhas de orientação do IPCC, a variação poderá dever-se, além da diferente quantidade de sólidos voláteis excretados por animal, à diferente zona climática (esta exploração encontra-se localizada no centro da Alemanha) e diferente tempo de retenção dos efluentes no tanque de armazenamento, o que poderá ter resultado na seleção de um valor de MCF mais baixo.

Para a exploração B, nas horas em que as vacas se encontravam em pastoreio, os valores de emissão de metano constituíram valores quase negligenciáveis, visto que a quantidade de metano emitida é mínima quando o estrume é diretamente excretado nas pastagens (IPCC 2019).

Segundo o Relatório do Inventário Nacional (APA 2021), o fator de emissão para bovinos de aptidão leiteira em Portugal foi em média 26,03 kg CH₄/ animal/ ano, onde os principais sistemas considerados foram o pastoreio, o armazenamento sob forma líquida em tanques e o armazenamento sólido. O valor médio de metano obtido para ambas as explorações encontra-se acima deste valor, sendo de 42,7 kg CH₄/ animal/ ano para a exploração A e de 33,4 kg CH₄/ animal/ ano para as vacas leiteiras da exploração B. Estes valores, superiores à média nacional, podem dever-se ao facto desta última incluir uma maior proporção de animais cujos efluentes são armazenados sob forma sólida ou que se encontram em pastoreio, emitindo menos metano relativamente ao armazenamento líquido, e o facto de incluir regiões mais a norte cujo clima no verão é mais suave e com consequentes emissões de metano menores. Em contraste, para vacas de carne da exploração B, considerando que permanecem continuamente em pastoreio, o valor médio observado foi de 0,9 kg CH₄/ animal/ ano, sendo este significativamente inferior ao da média nacional.

1.3 Óxido nítrico proveniente dos efluentes pecuários

Os cálculos da emissão de óxido nítrico dependeram, por um lado, da quantidade de azoto excretado pelos animais, e por outro, pelos fatores de emissão para o sistema em questão.

Na exploração B, as emissões de óxido nítrico provenientes do armazenamento (0,02 kg CO₂-eq) foram inferiores às da exploração A (0,06 kg CO₂-eq). Este resultado deve-se ao grande número de horas por dia passados em pastagem pelos animais de B, o que diminui a quantidade de efluentes no sistema de nitreira, e conseqüentemente as emissões que lhes estão associadas (IPCC 2019).

Dentro da exploração A, os fatores de emissão mais elevados foram usados para as novilhas em cama quente e para as vacas secas com sistema de armazenamento sólido, nomeadamente 0,01 kg N₂O/ kg N excretado. As emissões de óxido nítrico ocorrem quando há alternância na disponibilidade de oxigénio, com condições aeróbicas e anaeróbicas em proximidade (Chadwick et al. 2011), o que ocorre no sistema sólido. Se, por um lado, a maior compactação de uma pilha de estrume arejada e com presença de oxigénio pode resultar em maiores emissões de óxido nítrico, o mesmo pode acontecer com a adição de palha e ventilação numa pilha anteriormente compactada (Wulf et al. 2013). Existem por esta razão discrepâncias na literatura relativamente aos fatores de emissão, e, segundo as condições de oxigenação do sistema de cama quente e armazenamento sólido presentes na exploração, os fatores utilizados podem constituir uma fonte de incerteza.

Não foi tido em conta neste estudo a separação de sólidos e líquidos, tal como efetuado no cálculo de metano da exploração A, o que constitui um fator de imprecisão. Foi considerado nas emissões do armazenamento de efluentes da exploração A apenas o sistema líquido com cobertura. No entanto, há na separação de sólidos e de líquidos um aumento da emissão de óxido nítrico pela fração sólida (Chadwick et al. 2011) que não foi contabilizado.

Para a exploração A, considerou-se para o sistema líquido com cobertura o fator de emissão 0,005 kg N₂O-N/ kg N excretado, tendo sido usado o mesmo valor para o sistema de nitreira com crosta da exploração B. Num sistema líquido, onde predominam condições anaeróbicas, as emissões de óxido nítrico são consideradas negligenciáveis. No entanto, a formação de uma crosta pelas partículas sólidas do estrume e das camas leva à formação de um ambiente aeróbico dentro da crosta, o que promove a reação de nitrificação (Chadwick et al. 2011). Da mesma forma, ao cobrir o sistema com uma cobertura permeável, é possível ocorrer uma colonização da mesma por microrganismos que criam

zonas aeróbicas e anaeróbicas (Jayasundara et al. 2016). Deste modo, para ambas as explorações foi considerado este valor de fator de emissão.

A volatilização de amoníaco nos sistemas de armazenamento de efluentes representa uma perda de azoto importante, que após deposição pode dar origem a óxido nitroso, consistindo numa emissão por via indireta (IPCC 2019). Contrariamente ao que ocorre nas emissões diretas de óxido nitroso, a cobertura dos sistemas líquidos origina um decréscimo das emissões de amoníaco, com conseqüente diminuição de formação de óxido nitroso por via indireta. Foi usada uma fração volatilizada de 0,30 para o sistema líquido com crosta da exploração B e de 0,10 para o sistema líquido com cobertura da exploração A, sendo que o valor para um sistema líquido sem cobertura seria considerado 0,48 (IPCC 2019). A cobertura constituiu deste modo uma medida de mitigação da volatilização de amoníaco (Jayasundara et al. 2016), havendo diminuição da exposição ao vento (Aguirre-Villegas et al. 2019).

1.4 Óxido nitroso proveniente dos solos

Após a aplicação de compostos ricos em azoto ao solo ocorre a emissão de gases e perdas por lixiviação e escoamento que dependem dos constituintes dos efluentes aplicados, do tipo de clima e de solo, do manejo prévio do estrume na exploração (Li et al. 2012) e da forma de aplicação no solo (Oenema et al. 2005).

Relativamente às emissões provenientes dos efluentes pecuários aplicados aos solos, as orientações fornecidas pelo IPCC constituem um modelo simplificado, que apenas tem em conta o azoto adicionado, sem considerar os processos complexos e condições existentes para a produção de óxido nitroso que originam uma grande variabilidade nas emissões (Flysjö et al. 2011). Não consideram os tipos de estrume aplicados (Chadwick et al. 2011), que variam conforme o tratamento, nem a forma de incorporação no solo, nem os tipos de solo, sendo as emissões superiores em terrenos aráveis relativamente a pastagens (Oenema et al. 2005). Neste caso, foi considerado sempre o mesmo fator de emissão, de 0,010 kg N₂O-N/ kg N para emissões diretas de fertilizantes orgânicos e inorgânicos (EF₁) e de 0,004 kg N₂O-N/ kg N para fezes e urina excretados pelos animais em pastoreio (EF_{PRP}), o que foi considerado como fonte de incerteza.

Ao contrário dos fertilizantes, cujas emissões frequentemente ocorrem rapidamente após aplicação, as fezes e urina diretamente excretadas nas pastagens contêm grande parte do azoto ainda na forma orgânica, necessitando tempo para mineralizar e formar NH₄⁺ para a nitrificação e NO₃⁻ para desnitrificação (Chadwick et al. 2011) e dependem das

condições e comunidades microbianas existentes, o que explica os diferentes fatores de emissão para EF_1 e EF_{PRP} .

As orientações indicam um intervalo de incerteza relativamente extenso para EF_1 , nomeadamente entre 0,001 e 0,018 kg N_2O-N / kg N. Ao efetuar mais uma vez o cálculo para a exploração A, com o valor inferior da incerteza 0,001 N_2O-N / kg N, chegou-se a uma emissão anual de 577 kg N_2O , e ao efetuar o cálculo com o valor superior 0,018 N_2O-N / kg N, chegou-se a um total de 2.335 kg N_2O anuais emitidos. Estes valores correspondem, em emissões de óxido nitroso por leite corrigido, a 0,04 kg N_2O / kg ECM e 0,15 N_2O / kg ECM, respetivamente. Com esta pequena análise de sensibilidade, é possível demonstrar o impacto da variação deste parâmetro na pegada carbónica final desta exploração, que varia entre 1,38 e 1,50 kg CO_2 -eq/ ECM, o que corresponde a uma variação de 4% da média. De acordo com Flysjö (2011), métodos como os do IPCC que usam valores fixos para fatores de emissão de óxido nitroso são excessivamente simplistas no que diz respeito ao cálculo de processos biológicos complexos como este.

1.5 Alimento importado

A quantidade total de alimento importada na exploração A por animal (7.359 kg) foi consideravelmente superior à importada na exploração B (2.479 kg). Este resultado era expectável, visto que foi comparada uma exploração cujas vacas se encontram confinadas e que importa grande parte do seu alimento, com uma exploração cujos animais se encontram a maior parte do tempo em pastoreio.

No entanto, visto que os animais em B se alimentam, a maior parte do tempo, a partir das pastagens, esperava-se um valor de emissão relativo à importação de alimento inferior ao obtido. No estudo de Hietala et al. (2015), onde foi estimada a pegada carbónica de seis explorações biológicas europeias com animais com acesso a pastagens, as emissões relativas ao alimento importado constituíram em média 3% do total, o que é significativamente inferior à percentagem obtida para B (28%). Este valor elevado pode ser explicado pela dependência desta exploração de alimento vindo do exterior, devido à falta de quantidade e qualidade de alimento nas pastagens, intensificado pelas condições climáticas existentes no ano de 2022, nomeadamente de seca severa nesta região. Os fatores de emissão usados para este estudo podem também, em parte, ter influenciado este resultado.

Relativamente à pegada carbónica da exploração analisada por Gross et al. (2022) antes da sua conversão a regime biológico, a parte referente ao alimento importado foi 35% do total, correspondendo a 0,41 kg CO_2 -eq/ kg ECM, o que foi inferior aos valores estimados

para a exploração A, de 55% e 0,79 kg CO₂-eq/ kg ECM. Estes valores podem dever-se à menor produção de alimento na exploração A e conseqüente maior importação de alimento do exterior do que na exploração estudada por Gross, e uso de alimentos com menor fator de emissão. Este autor refere que a maior parte do alimento é produzido localmente, ao passo que em A, apenas aproximadamente 20% do alimento é produzido na exploração, o que poderá justificar em grande parte a diferença encontrada.

A maioria dos fatores de emissão usados em alimentos importados na exploração A foram superiores aos usados em B. O fator de emissão usado para o bagaço de soja foi de 2,45 kg CO₂-eq/ kg alimento, que incluiu a sua produção no Brasil e o seu transporte até à Europa. Os estados brasileiros com maior pegada carbônica para a produção de soja são aquelas em que a desflorestação, com conversão das terras para uso agrícola, ocorreu mais recentemente, pelo que a emissão de gases associado a este evento ainda é contabilizado nas emissões atuais (Escobar et al. 2020). Paralelamente, em regime convencional, a grande fração de emissões proveniente da produção de alimentos pode ser explicada pelo uso da elevada quantidade de fertilizantes sintéticos e de combustíveis fósseis, sobretudo quando este não é acompanhado por um maior rendimento de culturas (Henriksson et al. 2014).

A substituição na exploração A de alimentos com a pegada carbônica elevada, como é o caso do bagaço de soja, por outros com fator de emissão inferior e produzidos localmente, poderia resultar num decréscimo considerável nas emissões provenientes desta fonte. Uma forma de incentivar a compra de produtos locais com menor impacto ambiental, reduzindo o impacto financeiro acrescido que daí possa advir, poderia passar pela implementação de incentivos criados por estruturas nacionais ou europeias que tornem estes produtos mais apelativos para o produtor. No entanto, ao alterar um alimento por outro, mesmo com características nutricionais semelhantes, é necessário alterar também as proporções de outros alimentos na ração, o que demonstra a necessidade de avaliar a pegada carbônica completa que advém desta mudança, e não apenas a mudança no fator de emissão deste alimento em específico (Henriksson et al. 2014). Este autor afirma que a complexidade da composição da ração, dependente dos custos, da disponibilidade dos alimentos na região, do clima e das práticas usadas, levam a uma dificuldade de elaboração de recomendações gerais para reduzir a pegada carbônica a nível da exploração.

Para a exploração A, foi considerado no fator de emissão do milho e do bagaço de soja a sua produção nos continentes norte e sul americanos, assim como a sua viagem transatlântica até à Europa. No entanto, não foi tido em conta neste estudo, para estes e para os outros alimentos produzidos em território nacional, o seu transporte rodoviário até à

exploração, o que foi considerado como sendo um motivo de imprecisão. A exploração B tem, além disso, uma grande quantidade de alimentos provenientes de Espanha, pelo que as emissões desta fonte foram subestimadas.

1.6 Sequestro de carbono nos solos

O valor de sequestro nos solos na pegada carbónica das explorações foi, tal como recomendado, apresentado em separado, visto que resultou numa diminuição considerável da pegada carbónica. Segundo o IDF (2022), não existe um consenso acerca da inclusão do sequestro de carbono nos estudos de análise de ciclo de vida. Como a maior parte dos estudos semelhantes não inclui este valor, a sua apresentação em separado permite uma melhor comparação entre resultados.

Além disso, prever com exatidão a quantidade de carbono armazenado no solo é difícil devido a muitas variações dependentes das propriedades do solo, clima, manejo e quantidade de carbono armazenada (Rotz 2018). O resultado da simulação efetuada neste estudo utilizou valores provenientes de uma amostra que pode não ser representativa da totalidade da exploração, visto que esta tem uma grande superfície. Além disso, foram usados dados provenientes da literatura relativos à produtividade das pastagens, que poderão não a ilustrar da forma mais precisa no ano do estudo, sendo que esta é dependente de numerosos fatores. Deste modo, o valor estimado apresenta um elevado grau de incerteza.

O valor de 1,59 ton C/ ha armazenados nas pastagens desta exploração está dentro do intervalo de sequestro de carbono para pastagens permanentes na Irlanda, Reino Unido e Estados Unidos, de 0,79 a 1,79 ton C/ ha anual, e acima da média de 1,19 ton C/ ha para os mesmos países (O'Brien et al. 2014).

Com a grande superfície de pastagem, associada ao manejo existente de pastoreio holístico com elevada densidade animal, curta duração e um posterior período longo de regeneração das parcelas, era expectável um valor positivo de sequestro.

Devido à insuficiência de dados, não foi tido em conta neste estudo o sequestro de carbono nos solos dos campos de cultivo das duas explorações, o que constituiu um motivo de imprecisão, e pelo que se aconselha, num estudo futuro, a sua estimativa. A exploração A utiliza nos seus campos de milho métodos de cultivo convencionais, ao passo que a exploração B possui campos de sorgo no qual põe em prática técnicas de agricultura regenerativa, tal como o uso de culturas de cobertura e sementeira direta. Visto que a exploração B tem recurso a métodos que tendem a aumentar o teor de carbono nos seus

campos de cultivo, supõe-se um valor de sequestro superior nestes campos do que nos da exploração A. Considera-se, deste modo, que o valor de sequestro obtido para B tenha sido subestimado, visto que este apenas foi contabilizado para as suas pastagens naturais.

1.7 Limitações

Este estudo focou-se exclusivamente na estimativa da pegada carbónica das explorações. A unidade de CO₂-eq/ ECM resulta, como observado, numa pegada superior para o regime biológico, sobretudo pela eficiência e produtividade inferiores. No entanto, se tivessem sido estimados diversos outros fatores de impacto, como são exemplos a biodiversidade, a pegada hídrica, a acidificação e a eutrofização, os resultados teriam sido muito distintos, pelo que este estudo constituiu apenas uma abordagem parcial aos impactos provocados por estes sistemas (Bronts et al. 2023). Deste modo, no futuro, sugere-se a realização de estudos que, além do cálculo de gases de efeito de estufa, considerem estes diferentes parâmetros.

A informação disponibilizada relativamente à alimentação diferiu entre as duas explorações, o que levou a dificuldades na uniformização dos cálculos. O cálculo de metano proveniente da fermentação entérica teve em conta a ingestão diária de matéria seca pelos animais, o que constituiu um fator limitante na exploração B, visto que esta não era conhecida e tendo sido este valor proveniente de estimativas.

A baixa produtividade da exploração B limitou a comparação das emissões desta exploração com outras de diferentes artigos, visto que a pegada carbónica em sistemas leiteiros é por convenção dada em kg CO₂-eq/ kg ECM. Deste modo, o resultado elevado obtido para as emissões das diversas fontes relativamente às de outros estudos foram sistematicamente o resultado da fraca produção leiteira, dificultando a identificação de outros fatores.

Os vitelos das vacas de leite não foram considerados nos cálculos das duas explorações, visto que, por um lado, as emissões entéricas em animais que ainda consomem leite são desprezáveis, uma vez que o rúmen ainda não se encontra ativo (IPCC 2019), e, por outro, as irregularidades na idade em que eram vendidos dificultava o cálculo preciso das emissões.

Para a exploração B, na caracterização das populações e consequentes cálculos relativos à alimentação, foi sempre considerada a raça Jersey, embora exista dentro do efetivo leiteiro cruzamentos com outras raças, e no efetivo de carne sobretudo a raça Aberdeen Angus.

Por fim, foi apenas considerado o sequestro de carbono das pastagens naturais da exploração B. Teria sido relevante obter os dados necessários para a realização deste cálculo nos campos de cultivo de ambas as explorações, comparando o efeito das práticas de cultivo utilizadas ao longo dos anos no valor de sequestro anual.

Capítulo VII – Conclusão

O presente estudo estimou as emissões de gases de efeito de estufa de uma exploração convencional e de outra biológica, procurando representar o melhor possível as particularidades existentes dentro de cada sistema. O cálculo e a recolha de dados para estas duas explorações apresentaram diversos desafios pela disparidade existente entre o regime convencional e o regime biológico, cujos animais se encontravam a maior parte do tempo em pastoreio. Chegou-se a um resultado de 1,43 kg CO₂-eq/ kg ECM para a exploração convencional e de 2,82 kg CO₂-eq/ kg ECM para a exploração biológica, ambos acima dos valores médios encontrados na literatura. Com o sequestro de carbono nas pastagens da exploração biológica, a sua pegada foi reduzida para 2,06 kg CO₂-eq/ ECM. No sistema convencional, a importação de alimento constituiu a maior fonte de emissões, ao passo que no sistema biológico o maior emissor foi o metano entérico, coincidindo o segundo com a literatura. A caracterização efetuada neste estudo das diferentes fontes de gases poderá ser um ponto de partida para a implementação de medidas de mitigação nas duas explorações analisadas.

Os sistemas biológico e convencional diferem não só na quantidade de gases emitidos, como também na filosofia inerente ao seu funcionamento. Ao estimar exclusivamente a pegada carbónica das explorações, apresentando o resultado por quilograma de leite produzido, não foram refletidos outros impactos ambientais. O uso de outros indicadores, como é o caso da biodiversidade, da pegada hídrica e da eutrofização, teria seguramente originado outros resultados, pelo que se sugere o cálculo dos mesmos em estudos posteriores semelhantes.

O uso destes dois sistemas distintos permitiu ilustrar, por um lado, na exploração convencional, a importância da produtividade dos animais na diminuição da pegada carbónica, visto que a unidade é dada por quilograma de leite, e, por outro, o impacto do sequestro de carbono no valor final da pegada carbónica da exploração biológica. O aumento da produção de leite pode ser conseguido através da seleção genética, acompanhada de uma melhoria na nutrição, no maneio reprodutivo, na saúde e no bem-estar dos animais. Paralelamente, a adoção de práticas de agricultura regenerativa que resultem num aumento do teor de carbono no solo e num abrandamento do seu retorno para atmosfera, permitiram reduzir significativamente a pegada carbónica final da exploração em regime biológico.

Bibliografia

- Aguirre-Villegas HA, Larson RA, Sharara MA. 2019. Anaerobic digestion, solid-liquid separation, and drying of dairy manure: Measuring constituents and modeling emission. *Science of The Total Environment*. 696:134059. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2019.134059.
- Amon B, Kryvoruchko V, Amon T, Zechmeister-Boltenstern S. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agric Ecosyst Environ*. 112(2–3):153–162. doi:10.1016/J.AGEE.2005.08.030.
- Ann J, Van Kessel S, Russell JB. 1996. The effect of pH on ruminal methanogenesis. *FEMS Microbiol Ecol*. 20(4):205–210. doi:10.1111/J.1574-6941.1996.TB00319.X.
- [APA] Agência Portuguesa do Ambiente. 2021. Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990 - 2019: Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change and the Kyoto Protocol. Amadora.
- Beauchemin KA, McAllister TA, McGinn SM. 2009. Dietary mitigation of enteric methane from cattle. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*. 4. doi:10.1079/PAVSNNR20094035.
- Beauchemin KA, Ungerfeld EM, Abdalla AL, Alvarez C, Arndt C, Becquet P, Benchaar C, Berndt A, Mauricio RM, McAllister TA, et al. 2022. Invited review: Current enteric methane mitigation options. *J Dairy Sci*. 105(12):9297–9326. doi:10.3168/JDS.2022-22091.
- Beauchemin KA, Ungerfeld EM, Eckard RJ, Wang M. 2020. Review: Fifty years of research on rumen methanogenesis: lessons learned and future challenges for mitigation. *Animal*. 14(S1):s2–s16. doi:10.1017/S1751731119003100.
- Bossio DA, Cook-Patton SC, Ellis PW, Fargione J, Sanderman J, Smith P, Wood S, Zomer RJ, von Unger M, Emmer IM, et al. 2020. The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability* 2020 3:5. 3(5):391–398. doi:10.1038/s41893-020-0491-z. [accessed 2023 Jun 5]. <https://www.nature.com/articles/s41893-020-0491-z>.
- Brito AF, Silva LHP. 2020. Symposium review: Comparisons of feed and milk nitrogen efficiency and carbon emissions in organic versus conventional dairy production systems. *J Dairy Sci*. 103(6):5726–5739. doi:10.3168/JDS.2019-17232.
- Bronts S, Gerbens-Leenes PW, Guzmán-Luna P. 2023. The water, land and carbon footprint of conventional and organic dairy systems in the Netherlands and Spain. A case study into the consequences of ecological indicator selection and methodological choices. *Energy Nexus*. 11:100217. doi:10.1016/J.NEXUS.2023.100217.
- Bruce JP, Frome M, Haites E, Janzen H, Lal R, Paustian K. 1999. Carbon sequestration in soils. *J Soil Water Conserv*. 54(1):382–389.
- Bruhwiller L, Michalak AM, Birdsey R, Huntzinger DN, Fisher JB, Miller J. 2018. Chapter 1: Overview of the Global Carbon Cycle. *Second State of the Carbon Cycle Report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations and Global Dairy Platform Inc. doi:10.7930/SOCCR2.2018.Ch1. [accessed 2023 Sep 11]. <https://carbon2018.globalchange.gov/chapter/1/>.
- Buxton DR. 1996. Quality-related characteristics of forages as influenced by plant environment and agronomic factors. *Anim Feed Sci Technol*. 59(1–3):37–49. doi:10.1016/0377-8401(95)00885-3.

- Castanheira ÉG, Dias AC, Arroja L, Amaro R. 2010. The environmental performance of milk production on a typical Portuguese dairy farm. *Agric Syst.* 103(7):498–507. doi:10.1016/J.AGSY.2010.05.004.
- Chadwick D, Sommer S, Thorman R, Fangueiro D, Cardenas L, Amon B, Misselbrook T. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Anim Feed Sci Technol.* 166–167:514–531. doi:10.1016/J.ANIFEEDSCI.2011.04.036.
- Coleman K, Jenkinson DS. 1996. RothC-26.3 - A Model for the turnover of carbon in soil. *Evaluation of Soil Organic Matter Models.*:237–246. doi:10.1007/978-3-642-61094-3_17.
- Džermeikaitė K, Krištolaitytė J, Unas Antanaitis R. 2024. Relationship between Dairy Cow Health and Intensity of Greenhouse Gas Emissions. *Animals* 2024, Vol 14, Page 829. 14(6):829. doi:10.3390/ANI14060829.
- Elmhadi ME, Ali DK, Khogali MK, Wang H. 2022. Subacute ruminal acidosis in dairy herds: Microbiological and nutritional causes, consequences, and prevention strategies. *Animal Nutrition.* 10:148. doi:10.1016/J.ANINU.2021.12.008.
- [EPA] Environmental Protection Agency. 2023. Understanding Global Warming Potentials | US EPA. United States Environmental Protection Agency. [accessed 2023 Aug 19]. <https://www.epa.gov/ghgemissions/understanding-global-warming-potentials>.
- Escobar N, Tizado EJ, zu Ermgassen EKHJ, Löfgren P, Börner J, Godar J. 2020. Spatially-explicit footprints of agricultural commodities: Mapping carbon emissions embodied in Brazil's soy exports. *Global Environmental Change.* 62. doi:10.1016/J.GLOENVCHA.2020.102067.
- [FAO] Food and Agriculture Organization, [GDP] Global Dairy Platform. 2019. Climate change and the global dairy cattle sector – The role of the dairy sector in a low-carbon future. Rome.
- Flysjö A, Cederberg C, Henriksson M, Ledgard S. 2012. The interaction between milk and beef production and emissions from land use change – critical considerations in life cycle assessment and carbon footprint studies of milk. *J Clean Prod.* 28:134–142. doi:10.1016/J.JCLEPRO.2011.11.046
- Flysjö A, Henriksson M, Cederberg C, Ledgard S, Englund JE. 2011. The impact of various parameters on the carbon footprint of milk production in New Zealand and Sweden. *Agric Syst.* 104(6):459–469. doi:10.1016/J.AGSY.2011.03.003.
- Gerber PJ, SH, HB, MA, OC, DJ, FA& TG. 2013. Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- Goldan E, Nedeff V, Barsan N, Culea M, Panainte-Lehadus M, Mosnegutu E, Tomozei C, Chitimus D, Irimia O. 2023. Assessment of Manure Compost Used as Soil Amendment—A Review. *Processes* 2023, Vol 11, Page 1167. 11(4):1167. doi:10.3390/PR11041167.
- Graves R. 2000. Chapter 2: Composting. In: Mattinson M, editor. Part 637 Environmental Engineering National Engineering Handbook. United States Department of Agriculture.
- Gross A, Bromm T, Polifka S, Schierhorn F. 2022. The carbon footprint of milk during the conversion from conventional to organic production on a dairy farm in central Germany. *Agron Sustain Dev.* 42(3):1–17. doi:10.1007/S13593-022-00775-7/FIGURES/5. [accessed 2023 Nov 9]. <https://link.springer.com/article/10.1007/s13593-022-00775-7>.

- Guilayn F, Jimenez J, Rouez M, Crest M, Patureau D. 2019. Digestate mechanical separation: Efficiency profiles based on anaerobic digestion feedstock and equipment choice. *Bioresour Technol.* 274:180–189. doi:10.1016/J.BIORTECH.2018.11.090.
- Henriksson M, Cederberg C, Swensson C. 2014. Carbon footprint and land requirement for dairy herd rations: impacts of feed production practices and regional climate variations. *Animal.* 8(8):1329–1338. doi:10.1017/S1751731114000627.
- Herrero M, Henderson B, Havlík P, Thornton PK, Conant RT, Smith P, Wiersenius S, Hristov AN, Gerber P, Gill M, et al. 2016. Greenhouse gas mitigation potentials in the livestock sector. *Nat Clim Chang.* 6(5):452–461. doi:10.1038/NCLIMATE2925. [accessed 2023 Sep 26]. <https://www.nature.com/articles/nclimate2925>.
- Hietala S, Smith L, Knudsen MT, Kurppa S, Padel S, Hermansen JE. 2015. Carbon footprints of organic dairying in six European countries—real farm data analysis. *Organic Agriculture.* 5(2):91–100. doi:10.1007/S13165-014-0084-0/METRICS.
- Hill N, Bonifazi E, Bramwell R, Karagianni E. 2018. 2018 Government GHG Conversion Factors for company reporting. London.
- Hindrichsen IK, Wettstein HR, Machmüller A, Kreuzer M. 2006. Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. *Agric Ecosyst Environ.* 113(1–4):150–161. doi:10.1016/J.AGEE.2005.09.004.
- Holland EA, Weitz AM. 2003. Nitrogen Cycle, Biological. In: *Encyclopedia of Physical Science and Technology.* Academic Press. p. 441–448.
- Hristov AN, Oh J, Lee C, Meinen R, Montes F, Ott T, Firkins J, Rotz A, Dell C, Adesogan A, et al. 2013. Mitigation of greenhouse gas emissions in livestock production – A review of technical options for non-CO2 emissions. Rome.
- Huggins DR, Reganold JP. 2008. No-till: The quiet revolution. *Sci Am.* 299(1):70–77. doi:10.1038/SCIENTIFICAMERICAN0708-70. [accessed 2023 Nov 15]. https://www.researchgate.net/publication/5228398_No-Till_The_Quiet_Revolution.
- Hungate RE, Mah RA, Simesen M. 1961. Rates of Production of Individual Volatile Fatty Acids in the Rumen of Lactating Cows. *Appl Microbiol.* 9(6):554–561. doi:10.1128/AM.9.6.554-561.1961.
- [IDF] International Dairy Federation. 2022. The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector. Brussels.
- [IPCC] International Panel on Climate Change. 2019. 2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Geneva.
- [IPCC] International Panel on Climate Change. 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis.* Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge, New York.
- [IPCC] International Panel on Climate Change. 2023. *Climate Change 2023: Synthesis Report.* Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Geneva.
- [IPMA] Instituto Português do Mar e da atmosfera. 2023. *Clima Normais.* Instituto Português do Mar e da Atmosfera. [accessed 2023 Dec 14]. <https://www.ipma.pt/en/oclima/normais.clima/?print=true>.
- [ISO] International Organization for Standardization. 2006. *Environmental management – life cycle assessment: requirements and guidelines (ISO 14044:2006).* Brussels.

- Jansson C, Faiola C, Wingler A, Zhu XG, Kravchenko A, de Graaff MA, Ogden AJ, Handakumbura PP, Werner C, Beckles DM. 2021. Crops for Carbon Farming. *Front Plant Sci.* 12:938. doi:10.3389/FPLS.2021.636709/BIBTEX.
- Jayasundara S, Ranga Niroshan Appuhamy JAD, Kebreab E, Wagner-Riddle C. 2016. Methane and nitrous oxide emissions from Canadian dairy farms and mitigation options: An updated review. *Can J Anim Sci.* 96(3):306–331. doi:10.1139/CJAS-2015-0111/ASSET/IMAGES/CJAS-2015-0111TAB6.GIF.
- Johnson KA, Johnson DE. 1995. Methane emissions from cattle. *J Anim Sci.* 73(8):2483–2492. doi:10.2527/1995.7382483X. [accessed 2023 Aug 22]. <https://dx.doi.org/10.2527/1995.7382483x>.
- Knapp JR, Laur GL, Vadas PA, Weiss WP, Tricarico JM. 2014. Invited review: Enteric methane in dairy cattle production: Quantifying the opportunities and impact of reducing emissions. *J Dairy Sci.* 97(6):3231–3261. doi:10.3168/JDS.2013-7234.
- Kreuzer M, Kirchgessner M. 1987. Untersuchungen zur nutritiven Defaunierung des Pansens beim Wiederkäuer. <http://dx.doi.org/101080/17450398709421064>. 37(6):489–503. doi:10.1080/17450398709421064.
- Kuhla B, Viereck G. 2022. Enteric methane emission factors, total emissions and intensities from Germany's livestock in the late 19th century: A comparison with the today's emission rates and intensities. *Science of The Total Environment.* 848:157754. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2022.157754.
- Lal R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science.* 304(5677):1623–1627. doi:10.1126/SCIENCE.1097396
- Lan W, Yang C. 2019. Ruminant methane production: Associated microorganisms and the potential of applying hydrogen-utilizing bacteria for mitigation. *Science of The Total Environment.* 654:1270–1283. doi:10.1016/J.SCITOTENV.2018.11.180.
- Larson R, Aguirre-Villegas H, Sharara M, Sanford J, Liu Z, Schott L. 2021. Screw Press Separation of Manure. University of Wisconsin–Madison Division of Extension.
- de Léis CM, Cherubini E, Ruviano CF, Prudêncio da Silva V, do Nascimento Lampert V, Spies A, Soares SR. 2015. Carbon footprint of milk production in Brazil: a comparative case study. *International Journal of Life Cycle Assessment.* 20(1):46–60. doi:10.1007/S11367-014-0813-3/METRICS.
- Li C, Salas W, Zhang R, Krauter C, Rotz A, Mitloehner F. 2012. Manure-DNDC: A biogeochemical process model for quantifying greenhouse gas and ammonia emissions from livestock manure systems. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 93(2):163–200. doi:10.1007/S10705-012-9507-Z/TABLES/10.
- Llanos E, Astigarraga L, Picasso V. 2018. Energy and economic efficiency in grazing dairy systems under alternative intensification strategies. *European Journal of Agronomy.* 92:133–140. doi:10.1016/J.EJA.2017.10.010.
- Lynch J, Cain M, Pierrehumbert R, Allen M. 2020. Demonstrating GWP*: a means of reporting warming-equivalent emissions that captures the contrasting impacts of short- and long-lived climate pollutants. *Environmental Research Letters.* 15(4):044023. doi:10.1088/1748-9326/AB6D7E.
- Massé D, Croteau F, Patni N, Masse L. 2003. Methane emissions from dairy cow and swine manure slurries stored at 10°C and 15°C.
- Matthews C, Crispie F, Lewis E, Reid M, O'Toole PW, Cotter PD. 2019. The rumen microbiome: a crucial consideration when optimising milk and meat production and nitrogen utilisation efficiency. *Gut Microbes.* 10(2):115. doi:10.1080/19490976.2018.1505176.

- Mazzetto AM, Falconer S, Ledgard S. 2022. Mapping the carbon footprint of milk production from cattle: A systematic review. *J Dairy Sci.* 105(12):9713–9725. doi:10.3168/JDS.2022-22117.
- Ministry for the Environment. 2022. Measuring emissions: A guide for organisations: 2022 detailed guide. Wellington.
- Møller HB, Sommer SG, Ahring BK. 2004. Methane productivity of manure, straw and solid fractions of manure. *Biomass Bioenergy.* 26(5):485–495. doi:10.1016/J.BIOMBIOE.2003.08.008.
- Montes F, Meinen R, Dell C, Rotz A, Hristov AN, Oh J, Waghorn G, Gerber PJ, Henderson B, Makkar HPS, et al. 2013. SPECIAL TOPICS — Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: II. A review of manure management mitigation options. *J Anim Sci.* 91(11):5070–5094. doi:10.2527/JAS.2013-6584.
- Morais TG, Teixeira RFM, Rodrigues NR, Domingos T. 2018. Characterizing Livestock Production in Portuguese Sown Rainfed Grasslands: Applying the Inverse Approach to a Process-Based Model. *Sustainability* 2018, Vol 10, Page 4437. 10(12):4437. doi:10.3390/SU10124437.
- Müller MJ. 1982. Selected climatic data for a global set of standard stations for vegetation science. 5. doi:10.1007/978-94-009-8040-2. [accessed 2023 Dec 19]. <http://link.springer.com/10.1007/978-94-009-8040-2>.
- Murtaza G, Ahmed Z, Eldin SM, Ali B, Bawazeer S, Usman M, Iqbal R, Neupane D, Ullah A, Khan A, et al. 2023. Biochar-Soil-Plant interactions: A cross talk for sustainable agriculture under changing climate. *Front Environ Sci.* 11:1059449. doi:10.3389/FENVS.2023.1059449/BIBTEX.
- Van Nevel C, Demeyer D. 1996. Control of rumen methanogenesis. *Environ Monit Assess.* 42(1–2):73–97. doi:10.1007/BF00394043. [accessed 2023 Aug 18]. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/24193494/>.
- Nicholson CF, Blake RW, Lee DR. 1995. Livestock, Deforestation, and Policy Making: Intensification of Cattle Production Systems in Central America Revisited. *J Dairy Sci.* 78(3):719–734. doi:10.3168/JDS.S0022-0302(95)76684-X.
- O'Brien D, Capper JL, Garnsworthy PC, Grainger C, Shalloo L. 2014. A case study of the carbon footprint of milk from high-performing confinement and grass-based dairy farms. *J Dairy Sci.* 97(3):1835–1851. doi:10.3168/JDS.2013-7174.
- Oenema O, Wrage N, Velthof GL, Van Groenigen JW, Dolfing J, Kuikman PJ. 2005. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutr Cycl Agroecosyst.* 72(1):51–65. doi:10.1007/S10705-004-7354-2/METRICS. [
- Paglia E, Parker C. 2020. The intergovernmental panel on climate change: Guardian of climate science. *Guardians of Public Value: How Public Organisations Become and Remain Institutions.*:295–321. doi:10.1007/978-3-030-51701-4_12/FIGURES/1. [accessed 2023 Aug 13]. https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-51701-4_12.
- Pandey D, Agrawal M, Pandey JS. 2011. Carbon footprint: Current methods of estimation. *Environ Monit Assess.* 178(1–4):135–160. doi:10.1007/S10661-010-1678-Y/METRICS.
- Peterson CB, Mitloehner FM. 2021. Sustainability of the Dairy Industry: Emissions and Mitigation Opportunities. *Frontiers in Animal Science.* 2:760310. doi:10.3389/FANIM.2021.760310.

- Powell JM, Jokela WE, Misselbrook TH. 2011. Dairy slurry application method impacts ammonia emission and nitrate in no-till corn silage. *J Environ Qual.* 40(2):383–392. doi:10.2134/JEQ2010.0082.
- Regulamento (CE) 834/2007 do conselho de 28 de Junho de 2007 relativo à produção biológica e à rotulagem dos produtos biológicos e que revoga o Regulamento (CEE) 2092/91. 2007. <https://www.dgadr.gov.pt/agricultura-e-producao-biologica/regulamentos-da-uniao-europeias/reg-834-2007>. [accessed 2023 Oct 20]. <https://op.europa.eu/pt/publication-detail/-/publication/e9c62d2f-b6fe-11ec-b6f4-01aa75ed71a1/language-pt>.
- Regulamento (UE) 2018/848 do Parlamento Europeu e do conselho de 30 de maio de 2018 relativo à produção biológica e à rotulagem dos produtos biológicos e que revoga o Regulamento (CE) 834/2007 do Conselho. 2018. [accessed 2023 Oct 20]. <https://www.dgadr.gov.pt/agricultura-e-producao-biologica/regulamentos-da-uniao-europeias/reg-848-2018>.
- Reincke K, Saha A, Wyrzykowski L. 2018. The Global Dairy World 2017/18: Results of the IFCN Dairy Report 2018. Kiel.
- Richardson LF, Raun AP, Potter EL, Cooley CO, Rathmacher RP. 1976. Effect of Monensin on Rumen Fermentation in Vitro and in Vivo. *J Anim Sci.* 43(3):657–664. doi:10.2527/JAS1976.433657X. [accessed 2023 Aug 23]. <https://dx.doi.org/10.2527/jas1976.433657x>.
- Rivera JE, Chará J. 2021. CH₄ and N₂O Emissions From Cattle Excreta: A Review of Main Drivers and Mitigation Strategies in Grazing Systems. *Front Sustain Food Syst.* 5:657936. doi:10.3389/FSUFS.2021.657936/BIBTEX.
- Rotz CA. 2018. Modeling greenhouse gas emissions from dairy farms. *J Dairy Sci.* 101(7):6675–6690. doi:10.3168/jds.2017-13272.
- Rumpel C, Amiraslani F, Koutika LS, Smith P, Whitehead D, Wollenberg E. 2018. Put more carbon in soils to meet Paris climate pledges. *Nature.* 564(7734):32–34. doi:10.1038/D41586-018-07587-4.
- Russell JB. 2009. Rumen. *Encyclopedia of Microbiology, Third Edition.*:163–174. doi:10.1016/B978-012373944-5.00061-4.
- Sherman J, Young E, Jokela W, Cavadini J. 2021. Impacts of low disturbance liquid dairy manure incorporation on alfalfa yield and fluxes of ammonia, nitrous oxide, and methane. *Agriculture (Switzerland).* 11(8):750. doi:10.3390/AGRICULTURE11080750/S1.
- Skowrońska M, Filipek T. 2014. Life cycle assessment of fertilizers: a review. *Int Agrophys.* 28(1):101–110. doi:10.2478/INTAG-2013-0032.
- Tauseef SM, Premalatha M, Abbasi T, Abbasi SA. 2013. Methane capture from livestock manure. *J Environ Manage.* 117:187–207. doi:10.1016/J.JENVMAN.2012.12.022.
- Tavendale MH, Meagher LP, Pacheco D, Walker N, Attwood GT, Sivakumaran S. 2005. Methane production from in vitro rumen incubations with *Lotus pedunculatus* and *Medicago sativa*, and effects of extractable condensed tannin fractions on methanogenesis. *Anim Feed Sci Technol.* 123–124:403–419. doi:10.1016/J.ANIFEEDSCI.2005.04.037.
- Teague R, Provenza F, Kreuter U, Steffens T, Barnes M. 2013. Multi-paddock grazing on rangelands: Why the perceptual dichotomy between research results and rancher experience? *J Environ Manage.* 128:699–717. doi:10.1016/J.JENVMAN.2013.05.064.

- Tuomisto HL, Hodge ID, Riordan P, Macdonald DW. 2012. Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *J Environ Manage.* 112:309–320. doi:10.1016/J.JENVMAN.2012.08.018.
- Uddin ME, Aguirre-Villegas HA, Larson RA, Wattiaux MA. 2021. Carbon footprint of milk from Holstein and Jersey cows fed low or high forage diet with alfalfa silage or corn silage as the main forage source. *J Clean Prod.* 298:126720. doi:10.1016/J.JCLEPRO.2021.126720.
- [UNDP] United Nations Development Programme. 2023. The Climate Dictionary: An everyday guide to climate change | Climate Promise. [accessed 2024 Jan 8]. <https://climatepromise.undp.org/news-and-stories/climate-dictionary-everyday-guide-climate-change>.
- Wall E, Simm G, Moran D. 2010. Developing breeding schemes to assist mitigation of greenhouse gas emissions. *Animal.* 4(3):366–376. doi:10.1017/S175173110999070X.
- Walling E, Vaneekhaute C. 2020. Greenhouse gas emissions from inorganic and organic fertilizer production and use: A review of emission factors and their variability. *J Environ Manage.* 276:111211. doi:10.1016/J.JENVMAN.2020.111211
- Wasson DE, Yarish C, Hristov AN. 2022. Enteric methane mitigation through *Asparagopsis taxiformis* supplementation and potential algal alternatives. *Frontiers in Animal Science.* 3:999338. doi:10.3389/FANIM.2022.999338/BIBTEX.
- Van Der Weerden TJ, Luo J, Dexter M, Rutherford AJ. 2014. Nitrous oxide, ammonia and methane emissions from dairy cow manure during storage and after application to pasture. *New Zealand Journal of Agricultural Research.* 57(4):354–369. doi:10.1080/00288233.2014.935447.
- Wulf S, Horlacher D, Häussermann U. 2013. N₂O emissions from solid manure storage - Calculation of a national emission factor. [accessed 2023 Oct 25]. https://www.researchgate.net/publication/288065066_N2O_emissions_from_solid_manure_storage_-_Calculation_of_a_national_emission_factor.
- Zimmer N, Cordesse R. 1996. Influence des tanins sur la valeur nutritive des aliments des ruminants. *INRAE Productions Animales.* 9(3):167–179. doi:10.20870/PRODUCTIONS-ANIMALES.1996.9.3.4044.

Anexos

Anexo 1- Tabelas com a caracterização dos subgrupos das explorações

EXPLORAÇÃO A									
Subgrupo	Peso (kg)	Leite (kg/d)	Gordura (%)	Proteína (%)	FCM (kg)	ECM (kg)	DE (%GE)	GE (MJ/d)	DMI (kg/d)
Animais <1 ano	259	0	0	0	0	0,00	73,80	125,73	6,99
Animais 1 ano-1 ^a lact	526	0	0	0	0	0,00	72,35	150,35	8,48
Lactação 1 ^a	722	38,92	3,64	3,30	39,80	37,20	72,40	391,75	22,00
Lact pós 2 ^o parto	780	38,92	3,64	3,30	39,80	37,20	72,40	391,75	22,00
Secas	780	0	0	0	0	0,00	71,40	174,97	9,96

EXPLORAÇÃO B - LEITEIRAS										
Subgrupo	Peso (kg)	Leite (kg/d)	Gordura (%)	Proteína (%)	FCM	ECM	DE (%GE)	GE (MJ/d)	NE _{mf} (MJ/kg DM)	DMI (kg/d)
Animais < 1 ano	190	0	0	0	0	0	43,40	92,76	4,00	5,54
Animais 1 ano-1 ^a lact	371	0	0	0	0	0	43,40	153,89	4,00	9,14
Lactação 1 ^a	470	12,87	3,77	3,26	13,43	12,47	52,00	216,31	/	12,79
Lact pós 2 ^o parto	470	12,87	3,77	3,26	13,43	12,47	52,00	216,31	/	12,79
Secas	470	0	0	0	0	0	52,00	147,00	/	8,70

EXPLORAÇÃO B - CARNE					
Subgrupo	Peso (kg)	DE (% GE)	GE (MJ/d)	NE _{mf} (MJ/kg DM)	DMI (kg/d)
0 a 6 meses (0,4 CN)	94	49,00	57,57	4,50	3,42
6 m a 2 anos (0,6 CN)	298	49,00	130,45	4,00	7,75
> 2 anos	470	49,00	174,09	/	10,34

Anexo 2- Tabelas relativas à emissão de metano entérico para cada subgrupo das explorações

EXPLORAÇÃO A			
Subgrupo	MY	EF _{ent}	Total
Animais < 1 ano	13,60	35	4166
Animais 1 ano-1 ^{alact}	13,60	42	7913
Lactação 1 ^a	19,00	153	13883
Lact pós 2 ^o parto	19,00	153	33411
Secas	19,00	69	1313

Legenda: MY em g CH₄/kg DMI; EF_{ent.} em kg CH₄ por vaca por dia; Total em kg CH₄ pelo subgrupo por ano

EXPLORAÇÃO B- LEITEIRAS			
Subgrupo	MY	EF _{ent}	Total
Animais < 1 ano	23,30	47	1366
Animais 1 ano-1 ^{alact}	23,30	78	9642
Lactação 1 ^a	21,40	100	10292
Lact pós 2 ^o parto	21,40	100	39568
Secas	21,40	68	8082

EXPLORAÇÃO B- CARNE			
Subgrupo	MY	EF _{ent}	Total
0 a 6 meses (0,4 CN)	23,30	29	2534
6 m a 2 anos (0,6 CN)	23,30	66	1780
> 2 anos	23,30	88	38604

Anexo 3- Tabelas relativas à emissão de metano dos efluentes pecuários pelos subgrupos das explorações

EXPLORAÇÃO A								
Subgrupo	Cinza	VS	pós sep.	B ₀	Sistema	MCF	EF _{efluentes}	Total
Animais <1 ano	0,05	1,95	/	0,18	Cama quente	41,00	35	4225
Animais 1 ano-1 ^a lact	0,06	2,43	/	0,18	Cama quente	41,00	44	8261
Lactação 1 ^a	0,07	6,22	2,61	0,24	Sólido	4,00	2	5697
			3,61		Líquido	41,00	61	
Lact pós 2 ^o parto	0,07	6,22	2,61	0,24	Sólido	4,00	1	13711
			3,61		Líquido	41,00	61	
Secas	0,06	2,91	/	0,24	Sólido	4,00	5	97

Legenda: Cinza em fração de MS; VS em kg MS por dia; pós sep. em kg MS por dia; B₀ em m³ CH₄/kg VS excretado; MCF em %; EF_{efluentes} em kg CH₄ pelo subgrupo por ano

EXPLORAÇÃO B- LEITEIRAS							
Subgrupo	Cinza	VS	B ₀	Sistema	MCF	EF _{efluentes}	Total
Animais <1 ano	0,09	2,76	0,19	Pastoreio	0,47	1	18
Animais 1 ano-1 ^a lact	0,09	4,58	0,19	Pastoreio	0,47	1	124
Lactação 1 ^a	0,09	5,54	0,21	Líquido	41,00	44	4580
			0,19	Pastoreio	0,47	1	
Lact pós 2 ^o parto	0,09	5,54	0,21	Líquido	41,00	44	17608
			0,19	Pastoreio	0,47	1	
Secas	0,09	3,74	0,21	Líquido	41,00	33	4007
			0,19	Pastoreio	0,47	1	

EXPLORAÇÃO B- CARNE							
Subgrupo	Cinza	VS	B ₀	Sistema	MCF	EF _{efluentes}	Total
0 a 6 meses (0,4 CN)	0,09	1,55	0,19	Pastoreio	0,47	0,3	29
6 m a 2 anos (0,6 CN)	0,09	3,52	0,19	Pastoreio	0,47	0,8	21
> 2 anos	0,09	4,70	0,19	Pastoreio	0,47	1,0	451

Anexo 4- Tabelas relativas à emissão de óxido nitroso dos efluentes pecuários pelos subgrupos das explorações

EXPLORAÇÃO A								
Subgrupo	N _{ingerido}	N _{retido}	N _{ex}	EF ₃	Total direto	EF ₄	Frac _{vol}	Total ind.
Animais <1 ano	0,23	0,04	69	0,01	129	0,01	0,25	32
Animais 1 ano-1 ^a lact	0,22	0,04	66	0,01	194	0,01	0,25	49
Lactação 1 ^a	0,58	0,17	149	0,005	107	0,01	0,1	21
Lact pós 2 ^o parto	0,58	0,17	149	0,005	257	0,01	0,1	51
Secas	0,21	0,01	73	0,01	22	0,01	0,3	7

Legenda: N_{ingerido} em kg N por vaca por dia; N_{retido} em kg N por vaca por dia; N_{ex} em kg N por vaca por ano; EF₃ em kg N₂O/ kg N; Total direto em kg N₂O pelo subgrupo por ano; EF₃ em kg N₂O/ kg N volatilizado; Frac_{vol} em fração; Total ind. em kg N₂O pelo subgrupo por ano.

EXPLORAÇÃO B- LEITEIRAS								
Subgrupo	N _{ingerido}	N _{retido}	N _{ex}	EF ₃	Total direto	EF ₄	Frac _{vol}	Total ind.
Animais <1 ano	0,09	0,02	25	/	/	/	/	/
Animais 1 ano-1 ^a lact	0,14	0,01	50	/	/	/	/	/
Lactação 1 ^a	0,22	0,10	42	0,005	13	0,01	0,3	8
Lact pós 2 ^o parto	0,22	0,10	42	0,005	49	0,01	0,3	30
Secas	0,15	0,01	52	0,005	20	0,01	0,3	12

EXPLORAÇÃO B- CARNE			
Subgrupo	N _{ingerido}	N _{retido}	N _{ex}
0 a 6 meses (0,4 CN)	0,05	0,02	14
6 m a 2 anos (0,6 CN)	0,12	0,01	39
> 2 anos	0,16	0,01	55

Anexo 5- Tabelas relativas às adições de azoto ao solo das explorações e consequentes emissões de óxido nitroso das explorações

EXPLORAÇÃO A			
Azoto proveniente dos fertilizantes sintéticos (F _{SN})			
Produto	Qt (kg)	Qt N (%)	F _{SN} (kg)
Adubo Nitromagnesio 27+4MGO	6000	27	1620
Adubo Nitromagnesio 27+4MGO	6000	27	1620
Solução azotada 32N	6600	32	2112
Adubo Deibamid 40-0-0	9000	40	3600
Adubo Korn Kall 40-6-4-12.5	9600	0	0

EXPLORAÇÃO A	
Azoto dos efluentes pecuários (F _{AM})	
Subgrupo	F _{AM} (kg)
Animais <1 ano	5846
Animais 1 ano-1 ^a lact	8770
Lactação 1 ^a	11955
Lact pós 2 ^o parto	28770
Secas	915

EXPLORAÇÃO B- LEITEIRAS		
Azoto dos efluentes (F _{AM}) e pastoreio (F _{PRP})		
Subgrupo	F _{AM} (kg)	F _{PRP} (kg)
Animais <1 ano	730	730
Animais 1 ano-1 ^a lact	6155	6155
Lactação 1 ^a	1110	2720
Lact pós 2 ^o parto	4266	10457
Secas	1749	3552

EXPLORAÇÃO B- CARNE	
Azoto proveniente do pastoreio (F _{PRP})	
Subgrupo	F _{PRP} (kg)
0 a 6 meses (0,4 CN)	1175
6 m a 2 anos (0,6 CN)	1055
> 2 anos	24035

Emissões de óxido nitroso direto e indireto pelas explorações						
EXPLORAÇÃO	F _{AM}	F _{PRP}	F _{SN}	Total direto	Total vol.	Total lix.
A	55341	0	10452	1034	201	273
B-leiteiras	121262	23614	0	341	118	148
B-carne	0	26265	0	165	87	109

Legenda: F_{AM}, F_{PRP}, F_{SN} em kg N por ano; Total direto, Total vol. e Total lix. em kg N₂O por ano.

Anexo 6- Tabela relativa às emissões decorrentes da produção de fertilizantes sintéticos

EXPLORAÇÃO A				
Produto	Qt	N nitrato amónio	N ureico	Total
Adubo Nitromagnesio 27+4MGO	6000	0,27	0,00	10044
Adubo Nitromagnesio 27+4MGO	6000	0,27	0,00	10044
Solução azotada 32N	6600	0,16	0,16	8237
Adubo Deibamid 40-0-0	9000	0,50	0,35	32940
Adubo Korn Kall 40-6-4-12.5	9600	0,00	0,00	0

Legenda: Qt em kg; N nitrato amónio em fração; N ureico em fração; Total em kg CO₂-eq por ano.

Anexo 7- Tabela relativa às emissões do co-produto “carne” das explorações

EXPLORAÇÃO	Vacas eliminadas	Peso carcaça	Total peso	EF _{carne}	Total emissões
A	172	335,5	57706	11,80	680931
B-leiteiras	99	181,6	17978	17,50	314622
B-carne	38	173,3	6584	13,55	89212

Legenda: Vacas eliminadas em unidades; Peso carcaça em kg; Total peso em kg; EF_{carne} em kg CO₂-eq/kg carne; Total emissões em kg CO₂-eq por ano.

Anexo 8- Resumo das emissões totais para a exploração A e produção anual de leite

Fonte	Valor	Unidade	GWP100	CO ₂ -eq	Emissões /ECM	Fração do total
Metano entérico	60686	kg CH ₄ /ano	27	1517148	0,39	0,27
Metano armazenamento	31992	kg CH ₄ /ano	27	799797	0,20	0,14
Óxido nitroso armazenamento	869	kg N ₂ O/ano	273	237248	0,06	0,04
Óxido nitroso solos	1508	kg N ₂ O/ano	273	411556	0,10	0,07
Energia - Gasóleo	102252	kg CO ₂ /ano	1	102252	0,02	0,02
Energia - Eletricidade	131127	kg CO ₂ /ano	1	131127	0,03	0,02
Alimento importado	3321327	kg CO ₂ /ano	1	3321327	0,79	0,55
Fertilizantes sintéticos	70937	kg CO ₂ /ano	1	70937	0,02	0,01
Carne	-680931	kg CO ₂ /ano	1	-680931	-0,16	-0,11
Total				5839524	1,43	1,00

Total anual (litros)	Total corrigido (litros)
4.403.798	4.222.487

Anexo 9- Resumo das emissões totais para a exploração B e produção anual de leite

Fonte	Valor	Unidade	GWP100	CO ₂ -eq	Emissões /ECM	Fração do total
Metano entérico	111868	kg CH ₄ /ano	25	2796704	1,63	0,58
Metano armazenamento	26837	kg CH ₄ /ano	25	670916	0,39	0,14
Óxido nitroso armazenamento	132	kg N ₂ O/ano	273	35961	0,02	0,01
Óxido nitroso solos	969	kg N ₂ O/ano	273	264555	0,14	0,05
Energia - Gasóleo	107600	kg CO ₂ /ano	1	107600	0,06	0,02
Energia - Eletricidade	13043	kg CO ₂ /ano	1	13044	0,01	0,00
Alimento importado	1464275	kg CO ₂ /ano	1	1464275	0,79	0,28
Fertilizantes sintéticos	0	kg CO ₂ /ano	1	0	0,00	0,00
Carne	-403834	kg CO ₂ /ano	1	-403834	-0,22	-0,08
Total				4949220	2,68	1,00

Total anual (litros)	Total corrigido (litros)
1.913.922	1.853.827