



Maria João Flôxo Contente de Sousa

Licenciada em Ciências da Engenharia do Ambiente

Avaliação do desempenho ambiental do sector agrícola em Portugal

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia
do Ambiente, perfil de Gestão e Sistemas Ambientais

Orientador: Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de
Melo

Júri:

Presidente: Prof. Doutora Maria Paula Baptista da Costa Antunes, FCT-UNL
Arguente: Prof. Doutor Tomás Augusto Barros Ramos, FCT-UNL
Vogal: Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de Melo, FCT-UNL



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Outubro de 2012

Avaliação do desempenho ambiental do sector agrícola em Portugal

© Maria João Flôxo Contente de Sousa
Faculdade de Ciências e Tecnologia
Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

Agradecimentos

Gostaria aqui de deixar os meus agradecimentos a todos aqueles que contribuíram, directa ou indirectamente, para esta tese.

Em primeiro lugar, agradeço ao meu orientador, Professor João Joanaz de Melo, por todo o trabalho desenvolvido ao longo destes anos, mas especialmente pelos “empurrões” necessários e essenciais para a conclusão deste trabalho.

Agradeço aos meus pais, que sempre me proporcionaram todas as condições necessárias ao longo do meu percurso académico.

Ao António, por toda ajuda que me deu, sem a qual não teria conseguido fazer esta tese, pela paciência, por me animar quando era preciso, por me apoiar e acreditar sempre em mim. Obrigada por tudo!

E ao André, por trazer um pouco mais de felicidade às nossas vidas!

Resumo

A integração da responsabilidade ambiental em cada sector económico tem ganhado uma importância crescente na agenda política europeia. A avaliação dos impactos ambientais de cada sector, incluindo a identificação de aspectos-chave, é fundamental para a priorização de acções e escolha de estratégias.

O sector agrícola desempenha um papel fundamental à escala mundial, sendo responsável pela produção da quase totalidade dos alimentos consumidos mundialmente. É, no entanto, um grande consumidor de recursos e responsável por impactos ambientais severos.

Neste trabalho pretende-se avaliar o desempenho ambiental do sector agrícola em Portugal. O método de avaliação baseou-se numa extensão da análise input-output aplicada a problemas ambientais. Utilizou-se um modelo input-output global, compreendendo 41 países e 35 sectores económicos. Procuraram identificar-se as principais pressões ambientais decorrentes da agricultura em Portugal, e ainda caracterizar as pressões importadas.

O sector agrícola é um dos principais responsáveis pelas emissões de GEE, pelas emissões de outros poluentes atmosféricos e ainda pelo consumo de água.

O trabalho demonstra a utilidade e o potencial de utilização de modelos IO na caracterização ambiental de sectores económicos. É possível avaliar os efeitos ambientais de diferentes cenários de produção e consumo, distinguir entre pressões domésticas e pressões importadas e efectuar comparações a nível internacional.

Os resultados demonstraram ser altamente dependentes da qualidade e disponibilidade dos dados. Também os procedimentos de normalização necessários para a construção do modelo multi-regional influenciam os resultados, uma vez que agregam diferentes dados de muitas e variadas fontes. Outra limitação encontrada diz respeito ao nível de agregação dos sectores económicos, que restringe a profundidade da análise e as possibilidades de utilização do modelo. Há ainda uma grande falta de dados consistentes e abrangentes que permitam realizar uma análise robusta e completa.

Palavras-chave: Agricultura, Indicadores de Desempenho Ambiental, Método EcoBlok, Análise Input-Output, Modelos input-output multi-regionais, Poluição incorporada no comércio internacional

Abstract

Integration of environmental responsibility into each economical sector has been on European agenda, during recent decades. An assessment of the environmental impacts caused by each sector, including an identification of key aspects, is extremely useful as a basis for the prioritisation and choice of policies.

Agriculture plays a central role at a global scale, producing almost all the food consumed in the world. However, agriculture is also a great resource user and responsible for severe environmental impacts.

The goal of this work is to evaluate the environmental performance of agriculture in Portugal. The method used was an environmentally extended input-output analysis. A multi-regional IO model was used, covering 41 countries and 35 economic sectors, to identify the main environmental pressures associated to agricultural activities in Portugal, and the pressures associated with international trade.

The agricultural sector is one of the main contributors for GHG and other air pollutant emissions. Also, agriculture is responsible for the largest consumption of water throughout the economy.

This work demonstrates the usefulness of this kind of analysis in characterizing the activity of economic sectors. It is possible to evaluate the environmental effects of different production and consumption scenarios, distinguish between imported and domestic pressures, and perform comparisons at international level.

The results proved to be highly dependent on the quality and availability of base data. The normalization procedures needed to standardize national data from different sources also influence the results. Another shortcoming identified is the high level of aggregation of the economic sectors in this model, which can be a limiting factor when performing some specific analysis. There is still a great need for reliable and comprehensive data in order to perform a complete analysis.

Keywords: Agriculture, Environmental Performance Indicators, EcoBlok method, Input-Output Analysis, Multi-region input-output models, pollution embodied in international trade

Índice de matérias

1. Introdução	1
1.1 Enquadramento e descrição do problema.....	1
1.2 Objectivos e âmbito	3
1.3 Organização da dissertação.....	3
2. Agricultura e Ambiente	5
2.1 A relação entre agricultura e ambiente	5
2.2 Conservação da biodiversidade	5
2.3 Actividade agrícola e o solo.....	7
2.3.1 Uso do solo agrícola em Portugal.....	7
2.3.2 Qualidade do solo	9
2.3.3 Prevenção da degradação e da erosão	9
2.3.4 Degradação química e biológica do solo.....	11
2.4 Actividade agrícola e qualidade da água.....	12
2.4.1 Caracterização do consumo de água pelas actividades agrícolas.....	13
2.4.2 Pressões sobre a qualidade da água	16
2.5 Actividade agrícola e qualidade do ar	20
2.5.1 Emissão de gases com efeito de estufa (GEE).....	20
2.5.2 Emissões de amoníaco (NH ₃)	22
2.6 Modos de produção mais sustentáveis.....	23
2.6.1 Produção integrada.....	23
2.6.2 Agricultura biológica	24
3. Análise de Ciclo de Vida	25
3.1 Definição geral.....	25
3.2 Descrição da metodologia de ACV	25
3.2.1 Definição do objectivo e âmbito	25
3.2.2 Análise do inventário.....	26
3.2.3 Análise do impacte do ciclo de vida	26
3.2.4 Interpretação dos resultados.....	27
3.3 Vantagens e limitações	27
3.4 <i>Streamlined LCA</i>	28
3.5 Aplicações da ACV à agricultura.....	30
4. Análise Input-Output.....	33
4.1 Introdução	33

4.2 Fundamentos do modelo Input-Output.....	34
4.2.1 Quadros de recursos e empregos: modelo IO rectangular	34
4.2.2 Matriz simétrica de input-output.....	36
4.2.3 Matriz de coeficientes técnicos.....	38
4.2.4 Matriz inversa de Leontief.....	38
4.3 Extensão da análise input-output a problemas ambientais.....	39
4.3.1 A análise de ciclo de vida input-output.....	39
4.3.2 Vantagens e limitações da ACV-IO	40
4.4 Modelos IO multi-regionais.....	42
4.4.1 Aplicação do modelo IO multi-regional à análise de pressões ambientais.....	43
5. Metodologia	45
5.1 Abordagem geral.....	45
5.2 Método para cálculo das pressões ambientais da agricultura.....	45
5.2.1 O projecto World Input-Output Database (WIOD)	46
5.2.2 O método EcoBlok.....	48
5.2.3 Captação de Água (WA)	49
5.2.4 Extracção de recursos (RE)	50
5.2.5 Uso do solo (LU)	51
5.2.6 Emissão de GEE (GHG)	52
5.2.7 Poluição do Ar (PA) e Poluição da Água e Solo (PWL).....	52
5.3 Análise Input-Output.....	53
6. Resultados e Discussão	57
6.1 Análise económica.....	57
6.1.1 Importações para o sector agrícola português	58
6.1.2 Importações de produtos agrícolas.....	60
6.2 Análise ambiental.....	61
6.2.1 Emissões de GEE.....	61
6.2.2 Emissões para o ar.....	65
6.2.3 Consumo de água.....	67
6.2.4 Consumo de recursos e uso do solo.....	69
6.2.5 Crítica aos resultados	70
7. Conclusões e desenvolvimentos futuros.....	71
8. Bibliografia	73
Anexos.....	79

Índice de figuras

Figura 1 – Composição da SAU, 2009.....	8
Figura 2 – Repartição dos tipos de mobilização usados em Portugal continental, 2009.	11
Figura 3 – Composição da superfície regada, 2009.	14
figura 4 – Classificação das explorações agrícolas por % de área de SAU irrigada.	14
Figura 5 – Consumo de água para rega por tipo de cultura.	16
Figura 6 – Zonas vulneráveis em Portugal Continental.	18
Figura 7 – Balanço de azoto, kg / ha SAU, 2008.	19
Figura 8 – Emissões de GEE da agricultura, em Mt CO ₂ eq, entre 2001 e 2010.....	21
Figura 9 – Elementos da fase de AICV.....	26
Figura 10 – Esquema simplificado de uma matriz de recursos.	34
Figura 11 – Esquema simplificado de uma matriz de empregos.	35
Figura 12 – Esquema simplificado de uma matriz combinada de recursos e empregos.	36
Figura 13 – Esquema simplificado de uma matriz IO simétrica.....	37
Figura 14 – Esquema simplificado de uma matriz IO mundial.....	55
Figura 15 – Sectores de origem das importações para o sector agrícola	58
Figura 16 – Importações para o sector agrícola de produtos do sector da agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca, por países.....	59
Figura 17 – Importações para o sector agrícola de produtos do sector Químicos e produtos químicos, por países	59
Figura 18 – Importações para o sector agrícola de produtos do sector Alimentos, bebidas e tabaco, por países.....	60
Figura 19 – Usos das importações do sector agrícola pelos sectores nacionais	61
Figura 20 – Países de origem das importações de produtos agrícolas para Portugal	61

Índice de tabelas

Tabela 1 – Definições usadas na classificação do uso do solo agrícola	7
Tabela 2 – Áreas e composição da superfície total das explorações agrícolas em Portugal, 2009.....	8
Tabela 3 – Práticas culturais que agravam a erosão do solo.	10
Tabela 4 – Distribuição das áreas de superfície irrigável e regada por região em Portugal, ano 2009.....	13
Tabela 5 – Volume de água para rega consumido em 2009.	15
Tabela 6 – Zonas vulneráveis de Portugal Continental.	17
Tabela 7 – Zonas vulneráveis nos Açores.	18
Tabela 8 – Matriz dos coeficientes técnicos	38
Tabela 9 – Países abrangidos pela WIOD.....	47
Tabela 10 – Indicadores EcoBlok e critérios de cálculo	49
Tabela 11 – Factores de equivalência para o indicador captação de água (feq_{WA})	50
Tabela 12 – Factores de equivalência para o indicador Extracção de recursos	51
Tabela 13 – Factores de equivalência para o indicador uso do solo.....	52
Tabela 14 – Feq para as categorias de uso de solo contempladas na WIOD.....	52
Tabela 15 – Efeitos económicos directos e totais resultantes de US\$100 de produção do sector agrícola.....	57
Tabela 16 – Emissões de GEE associadas à procura final doméstica.....	63
Tabela 17 – Emissões de GEE associadas à procura total importada.....	64
Tabela 18 – Emissões de GEE associadas à procura final para exportações	64
Tabela 19 – Emissões atmosféricas associadas à procura final doméstica.....	65
Tabela 20 – Emissões atmosféricas associadas à procura total importada.....	66
Tabela 21 – Emissões atmosféricas associadas à procura final para exportações	67
Tabela 22 – Consumo de água associado à procura final doméstica	68
Tabela 23 – Consumo de água associado à procura total importada	68
Tabela 24 – Consumo de água associado à procura final para exportações.....	69
Tabela 25 – Consumo de recursos por procura final doméstica, importada e exportações	69
Tabela 26 – Uso do solo pelo sector agrícola associado aos vários tipos de procura	70

1. Introdução

1.1 Enquadramento e descrição do problema

A definição mais usual de desenvolvimento sustentável é a adoptada pela World Commission on Environment and Development (WCED), aquando da publicação do relatório Brundtland, que define o desenvolvimento sustentável como “aquele que satisfaz as necessidades das gerações presentes sem, no entanto, comprometer a capacidade das gerações futuras satisfazerem as suas próprias necessidades” (WCED, 1987).

Segundo o mesmo relatório, as gerações presentes devem procurar atingir um equilíbrio entre as vertentes ambiental, económica e social do desenvolvimento, definindo e implementando políticas e mecanismos que permitam uma optimização na utilização e preservação dos recursos, a preservação da biodiversidade e dos ecossistemas, uma correcta gestão de resíduos e prevenção da poluição, assim como proporcionar aos cidadãos qualidade de vida, criando políticas de incentivo à formação e a emprego, facilitando o acesso aos sistemas de saúde e promovendo a identidade cultural das sociedades.

A integração da responsabilidade ambiental em cada sector da sociedade tem feito parte da agenda internacional europeia nas décadas recentes. Este objectivo encontra-se referido no Brundtland Report (WCED, 1987) e foi reafirmado na conferência do Rio (UNCED, 1992). Na Europa faz parte da Estratégia para o Desenvolvimento Sustentável, adoptada pelo Conselho Europeu em 2001 (CE, 2001). Refira-se ainda, a nível europeu, o caso da Suécia, com a decisão do parlamento, em 1988, de responsabilizar cada sector económico pela resolução dos problemas ambientais decorrentes das suas actividades. A responsabilidade sectorial tem sido, desde então, um factor importante nas políticas ambientais da Suécia (Engström et al., 2007). A avaliação dos impactes ambientais de cada sector, incluindo a identificação dos actores-chave, constitui uma ferramenta extremamente útil para a escolha e priorização de políticas e formas de acção.

O sector agrícola representa um papel fundamental à escala mundial, sendo essencial ao bem-estar humano. Além da produção de alimentos, a agricultura é ainda responsável pela produção de um grande leque de produtos incluindo têxteis, fibras e combustíveis, e também por empregar milhões de pessoas no mundo inteiro.

No entanto, este sector apresenta necessidades constantes de recursos naturais, sendo responsável, por exemplo, por cerca de 70% do consumo mundial de água (o sector industrial consome cerca de 19% e os restantes 9% estão atribuídos aos consumos domésticos) (FAO, 2012). Para além do consumo constante de recursos, o sector agrícola é responsável por cerca de 10 a 12% do total das emissões antropogénicas mundiais de gases de efeito de estufa, o que inclui cerca de 60% das emissões de óxido nitroso e 50% das emissões globais de metano (maioritariamente devido à criação de gado) (IPCC, 2007). O uso de fertilizantes e pesticidas contribui para a eutrofização dos meios aquáticos adjacentes às explorações agrícolas e para a

degradação da qualidade dos solos; a crescente necessidade de maiores áreas de cultivo conduz a fenómenos de desflorestação por todo o mundo.

As alterações no uso do solo têm sido a principal causa de mudança nos ecossistemas terrestres, em particular a conversão de ecossistemas naturais para usos agrícolas (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). É certo que a expansão agrícola, em conjunto com a aplicação de novas tecnologias e práticas mais eficientes, permitiu atingir um progresso extraordinário relativamente aos níveis de nutrição e à segurança alimentar. Apesar disto, a subnutrição continua a afectar cerca de 920 milhões de pessoas nas regiões mais pobres do planeta (FAO, 2008).

Para além do mais, estima-se que a população mundial atinja os nove mil milhões em 2050 (Godfray et al., 2010). Para alimentar toda essa população, são apontados valores de crescimento da produção global de alimentos de 70%, valor que poderá atingir 100% nos países em vias de desenvolvimento (FAO, 2011). Este aumento na procura de alimentos irá colocar muitos sistemas agrícolas sob uma pressão sem precedentes, contribuindo para a já crescente competição por recursos como solo e água.

Desta forma, torna-se cada vez mais urgente a definição e adopção de melhores técnicas e práticas agrícolas, que permitam dar uma resposta a constante necessidade de produção de alimentos, sem no entanto colocar em risco os recursos necessários à sua produção, assim como preservar os ecossistemas onde se localizam as explorações agrícolas.

É também essencial desenvolver metodologias de avaliação ambiental adequadas aos decisores políticos, especialmente nos ecossistemas agrícolas que sofrem grandes alterações em períodos de tempo relativamente curtos.

A quantificação de determinadas características dos ecossistemas, tais como a vulnerabilidade, os potenciais riscos, o estado de conservação e o grau de resiliência constitui uma ferramenta útil para a tomada de decisões e definição de políticas ambientais (Villa & Macleod, 2002). É fundamental conhecer essas propriedades, mas a sua caracterização requer um grande investimento em termos de pesquisa e recolha de informação, análise de dados e modelação que nem sempre é possível efectuar. Como resultado, os indicadores são muitas vezes calculados com fraca justificação científica, gerando controvérsia sobre a sua utilidade como ferramentas para a tomada de decisões.

Para uma tomada de decisão ambientalmente consciente é necessário conhecer as consequências ambientais de produtos, processos ou actividades alternativas.

A análise de ciclo de vida é largamente reconhecida como uma ferramenta útil para integrar o pensamento de ciclo de vida nos processos de tomada de decisões ambientais. É utilizada para analisar e avaliar os impactes ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto ou processo, sob uma perspectiva holística e sistemática (Joshi, 1999). No entanto, embora tenha um conceito simples e apelativo, a ACV é de difícil realização. Requer uma grande quantidade de dados que, por vezes, apresentam inter-relações de difícil modelação. Existe também o problema de escolha e definição das fronteiras da análise, que pode resultar em omissões no estudo que influenciam

de maneira notável os resultados finais (Suh et al., 2004). Uma das maneiras de contornar este problema é aplicar uma análise input-output, que elimina a necessidade de estabelecer fronteiras ao ter em conta todas as inter-relações entre sectores de uma economia.

O consumo causa impactes ambientais directos e indirectos, e quando a produção ocorre no mesmo país do consumo, poder-se-ão usar políticas governamentais para tentar regular os impactes ambientais. Com a crescente globalização e crescente proporção de produtos importados no consumo, é cada vez mais crítico regular a poluição incorporada no comércio internacional para mitigar os níveis globais de poluição. Há, portanto, cada vez mais interesse em estudar os efeitos do comércio sobre o ambiente.

Todos estes problemas contribuíram para a escolha do tema e para o desenvolvimento da presente dissertação, onde se pretende fazer uma análise ambiental ao sector agrícola português.

1.2 Objectivos e âmbito

Neste trabalho pretende-se fazer uma caracterização do desempenho ambiental do sector agrícola português, incluindo as pressões ambientais incorporadas nas importações. Para tal, recorreu-se a uma análise input-output estendida a problemas ambientais, de âmbito global. Foram analisadas as interacções de Portugal com 40 regiões, em 35 sectores económicos, através da informação disponível na base de dados do projecto World Input-Output Database (WIOD). Os indicadores escolhidos para a caracterização ambiental do sector foram ambientais abrangidos foram: consumo de água, consumo de recursos, uso do solo, emissão de gases com efeito de estufa, e emissão de outros poluentes atmosféricos, usando, para o seu cálculo, o método EcoBlok.

Este trabalho pretende dar resposta às seguintes questões:

- Quais são as principais pressões e problemas ambientais decorrentes da agricultura em Portugal?
- Qual a importância relativa das pressões domésticas e das pressões importadas?
- Qual a importância do sector agrícola relativamente à totalidade dos sectores económicos em Portugal?

1.3 Organização da dissertação

A presente dissertação encontra-se dividida em sete capítulos.

No primeiro capítulo são apresentados os objectivos e âmbito do estudo, o enquadramento do tema e as justificações para a sua escolha.

O segundo capítulo aborda a relação entre agricultura e ambiente, fazendo uma caracterização dos principais problemas ambientais relacionados com as actividades agrícolas e uma descrição geral da sua situação em Portugal.

No terceiro capítulo é feita uma introdução geral ao método de análise de ciclo de vida e é discutida a sua aplicação à agricultura.

O quarto capítulo apresenta os fundamentos da análise input-output, os métodos e tipos de análise e a aplicação a problemas ambientais.

O quinto capítulo descreve a metodologia aplicada, enquanto que no sexto capítulo são apresentados e discutidos os resultados.

No sétimo capítulo apresentam-se as principais conclusões do estudo e discutem-se as limitações encontradas e recomendações para desenvolvimentos futuros.

2. Agricultura e Ambiente

2.1 A relação entre agricultura e ambiente

A agricultura e o meio ambiente estão fortemente interligados, estabelecendo entre si relações complexas. A grande dependência de recursos naturais da agricultura implica que para manter a longo prazo as produções agrícolas, seja necessário garantir a sustentabilidade da actividade agrícola, tornando-a mais harmoniosa com o ambiente.

A política agrícola da União Europeia, seguida na segunda metade do século XX, conduziu, até aos anos 90, à intensificação da agricultura e da pecuária, contribuindo, de forma significativa, para a poluição de águas superficiais e subterrâneas, poluição do ar, degradação do solo, perda de biodiversidade, assoreamento de cursos de água e alteração das paisagens rurais (Calouro, 2005). O aumento da produção agrícola à custa da perda ou degradação de ecossistemas provocou mudanças ambientais, quer a nível local quer a nível global, que têm impactes significativos sobre o bem-estar e a saúde humana. As práticas agrícolas podem gerar emissões de gases de efeito de estufa, depleção e poluição de recursos hídricos, degradação do solo e perda de biodiversidade. A própria actividade agrícola é uma das principais vítimas da degradação dos ecossistemas, com a produtividade diminuída por problemas relacionados com alterações climáticas, degradação da qualidade do solo, escassez de água, e aumento da vulnerabilidade a doenças e pragas.

De seguida abordam-se os principais problemas ambientais relacionados com as actividades agrícolas, caracterizando a situação em Portugal quando possível.

2.2 Conservação da biodiversidade

A Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB) define biodiversidade como a variabilidade existente entre organismos vivos, compreendendo a diversidade dentro de cada espécie, entre as espécies e entre ecossistemas. A conservação da biodiversidade envolve a manutenção da variedade, da quantidade e qualidade e da distribuição geográfica de indivíduos, espécies e ecossistemas.

As actividades humanas nos últimos 100 anos conduziram à perda de biodiversidade mais rápida alguma vez registada, causada por cinco principais forças motrizes: alterações nos habitats, alterações climáticas, espécies invasoras, sobreexploração de ecossistemas e poluição (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

A biodiversidade agrícola compreende a multitude de plantas, animais e microrganismos e ecossistemas indispensáveis à manutenção de funções essenciais para a produção e segurança alimentar. É o resultado das interacções entre o ambiente, os recursos genéticos e os sistemas de gestão e práticas usadas pelos agricultores, ao longo de milhares de anos de desenvolvimento e selecção (FAO, 2007).

A homogeneização dos sistemas produtivos – conduzindo à utilização não sustentável de fertilizantes e produtos fitofarmacêuticos, ao aumento da mecanização ou à substituição da prática de rotação de culturas pela monocultura – tem sido apontada como um factor para a perda de biodiversidade agrícola, ao contribuir para um aumento nos níveis de vulnerabilidade genética e erosão genética (FAO, 1997). Por vulnerabilidade genética entende-se a maior susceptibilidade de uma colheita, ou animal, a pragas ou agentes patogénicos que conduzam a quebras na produtividade. A erosão genética é a perda de recursos genéticos através da extinção de qualquer variedade animal ou vegetal. A principal causa de erosão genética é a substituição de variedades autóctones por espécies melhoradas (FAO, 2007).

A perda ou degradação de serviços dos ecossistemas úteis para a segurança alimentar é também outra preocupação, pois sem uma gestão adequada da biodiversidade agrícola poderão perder-se algumas funções essenciais ao sistema agrícola, tais como os serviços de regulação do ciclo da água e de nutrientes, controlo de pragas e doenças, polinização e controlo da erosão do solo.

A actividade agrícola pode constituir uma pressão negativa sobre a biodiversidade, sobretudo quando conduzida no sentido da especialização e intensificação. Por outro lado, se a biodiversidade agrícola é essencial para satisfazer as necessidades básicas humanas em matéria de segurança alimentar, também a actividade agrícola pode contribuir para preservar a biodiversidade. Embora as medidas necessárias dependam do tipo de biodiversidade a proteger, do tipo de sistema agrícola bem como da sua localização, podem resumir-se em três abordagens principais (FAO, 2007):

1. evitar a expansão agrícola para áreas ricas em biodiversidade selvagem;
2. adoptar sistemas produtivos que conjuguem a protecção da biodiversidade com a produção de bens agrícolas – isto inclui: melhorar os habitats selvagens em explorações agrícolas e estabelecer corredores ecológicos; mimetizar habitats naturais; sistemas agrícolas menos poluentes; práticas de gestão de recursos que melhorem a qualidade dos habitats (McNeely and Scherr, 2002);
3. conservar a biodiversidade agrícola.

Em alguns casos, a agricultura preserva ecossistemas específicos que desapareceriam se as actividades agrícolas fossem abandonadas. A limpeza da vegetação rasteira e do matagal pelos ovinos e caprinos, nas zonas de difícil acesso, a prevenção da erosão causada pela acção da água e do vento através do desenvolvimento de cobertura vegetal ou a manutenção da diversidade da flora em pastagens seminaturais graças ao pastoreio são exemplos dos benefícios que a agricultura proporciona à biodiversidade. Também a delimitação das parcelas agrícolas por sebes e valas é importante ao proporcionar refúgio e fontes de alimento para a fauna e microfauna. As fiadas de árvores ou arbustos em limites de propriedades ou quebra-ventos constituem habitat de nidificação, alimentação e abrigo para inúmeras espécies com interesse de conservação e espécies cinegéticas. As orlas de terrenos com vegetação herbácea

têm funções importantes na sua interacção com os sistemas agrícolas, funcionando como reservatórios de insectos polinizadores e de controladores de pragas.

Em Portugal, no âmbito do Programa de Desenvolvimento Rural para o continente português (PRODER), aprovado pela Comissão Europeia para o período 2007-2013, foram introduzidas várias medidas relacionadas com a conservação da natureza e da biodiversidade, nomeadamente o apoio à manutenção da actividade agrícola em zonas desfavorecidas (dentro ou fora da Rede Natura 2000), medidas de valorização de modos de produção, através da alteração de modos de produção para a agricultura biológica e produção integrada, e de protecção da biodiversidade doméstica, com o apoio à criação de raças autóctones ameaçadas de extinção, e conservação e melhoramento de recursos genéticos animais e vegetais.

2.3 Actividade agrícola e o solo

O solo é um recurso natural não renovável, insubstituível e fundamental, que governa a produtividade vegetal nos ecossistemas terrestres. A sua erosão é um grave problema ambiental, e a actividade agrícola tem conduzido em muitas situações a uma aceleração dos processos erosivos, reduzindo os solos e piorando a fertilidade.

2.3.1 Uso do solo agrícola em Portugal

Em Portugal, a área total de uso do solo afectado às actividades agrícolas corresponde ao conjunto da superfície agrícola utilizada (SAU), da superfície agrícola não utilizada (SANU), das matas e florestas sem culturas sob-coberto (mas inseridas na exploração agrícola) e de outros tipos de superfícies (edifícios, logradouros, caminhos, albufeiras). As definições encontram-se na tabela 1.

Tabela 1 – Definições usadas na classificação do uso do solo agrícola

<p>Superfície total da exploração: soma da superfície agrícola utilizada, da superfície das matas e florestas sem culturas sob-coberto, da superfície agrícola não utilizada e das outras superfícies da exploração.</p>	<p>Superfície agrícola utilizada (SAU): constituída pelas terras aráveis (limpa e sob-coberto de matas e florestas), culturas permanentes, pastagens permanentes e horta familiar.</p>	<p>Superfície agrícola não utilizada (SANU): superfície da exploração anteriormente utilizada como superfície agrícola, mas que já o não é por razões económicas, sociais ou outras. Não entra em rotações culturais. Pode voltar a ser utilizada com auxílio dos meios geralmente disponíveis na exploração.</p>	<p>Outras superfícies da exploração: áreas ocupadas por edifícios, eiras, pátios, caminhos, barragens, albufeiras e ainda jardins, matas e florestas orientadas exclusivamente para fins de protecção do ambiente ou de recreio.</p>
---	---	--	---

Em 2009, as explorações agrícolas ocupavam uma superfície total de 4,7 milhões de hectares, o que corresponde a cerca de 51% da superfície territorial do país. A SAU representa a maior fatia, correspondendo a 78% da superfície total das explorações, seguida pela superfície florestal com cerca de 18%. A SANU representa apenas 3% das explorações e as outras superfícies cerca de 1% (INE, 2011a). Os valores encontram-se na tabela 2. A composição da SAU encontra-se na figura 1.

Tabela 2 – Áreas e composição da superfície total das explorações agrícolas em Portugal, 2009. Fonte: (INE, 2011a)

	(ha)	(%)
SAU	3 668 145	78
Matas e florestas sem culturas sob-coberto	842 208	18
SANU	127 691	2,7
Outras superfícies	71 087	1,5
Superfície agrícola total	4 709 131	100

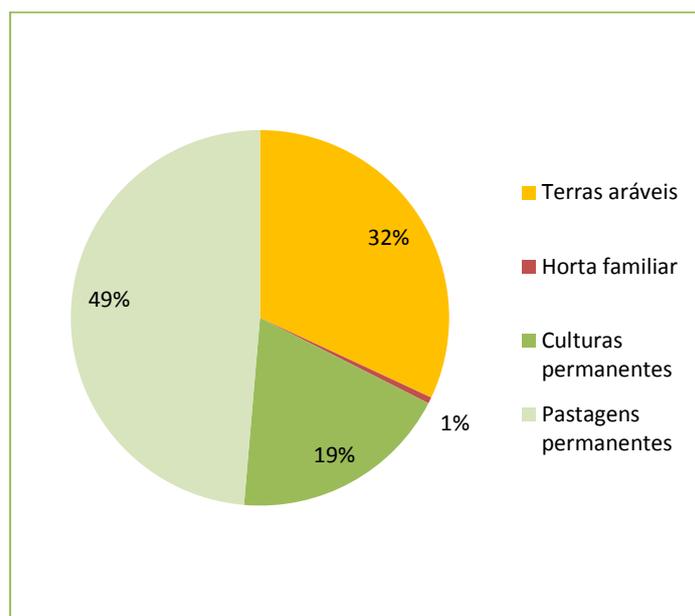


Figura 1 – Composição da SAU, 2009. Fonte: (INE, 2011a)

O uso do solo deve ter como objectivo valorizar e preservar o património natural, pelo que o sector agrícola se deve orientar para actividades compatíveis com a conservação dos solos, a protecção dos recursos hídricos e a fixação de populações em zonas rurais. A actividade agrícola tem uma acção muito importante sobre a conservação do solo, já que a aplicação de determinadas práticas agrícolas pode desencadear diversos processos de degradação ou melhorar a sua qualidade.

2.3.2 Qualidade do solo

O conceito de qualidade do solo surgiu no final da década de 70 e, durante muito tempo, esteve associado ao conceito de fertilidade. Com o passar do tempo, a qualidade do solo passou a integrar outras características como possuir uma boa estrutura e abrigar uma elevada diversidade de organismos. Actualmente, a qualidade do solo compreende o equilíbrio entre características geológicas, hidrológicas, químicas, físicas e biológicas do solo. Os aspectos mais importantes a ter em consideração nas relações das actividades agrícolas com a qualidade do solo prendem-se com a fertilidade, a erosão, a diversidade microbiológica, a acidificação, a contaminação, a compactação e a salinização do solo.

A fertilidade do solo pode ser definida pela maior ou menor aptidão do solo para fornecer às plantas as condições físicas, químicas e biológicas adequadas ao seu crescimento e desenvolvimento e, em sentido restrito, pela sua capacidade para fornecer às plantas os nutrientes minerais nas quantidades e proporções mais adequadas.

Para preservar e melhorar a fertilidade do solo é necessário utilizar técnicas culturais que actuem directamente sobre as suas características, sendo por isso fundamental, nas nossas condições aumentar o teor em matéria orgânica, fertilizar racionalmente as culturas e corrigir a acidez do solo (Calouro, 2005). A fertilização racional das culturas consiste na aplicação no solo ou na planta, nas épocas mais apropriadas e nas formas mais adequadas, dos nutrientes que não se encontram disponíveis no solo em quantidade suficiente para se obter uma boa colheita. Para tal, é necessário conhecer as disponibilidades do solo em nutrientes, os nutrientes que existem na água de rega, as necessidades nutricionais de cada cultura, em que época a cultura necessita dos nutrientes e a forma de aplicação dos nutrientes.

2.3.3 Prevenção da degradação e da erosão

São diversos os processos químicos e físicos, muitos deles provocados e/ou acelerados pela acção humana, causadores de degradação do solo, tornando-o susceptível a fenómenos de erosão.

A degradação física resulta, essencialmente, da erosão (eólica, hídrica ou consequência da mobilização do solo), da compactação e do excesso de humidade do solo e traduz-se na diminuição da produtividade da terra, a qual depende em parte da sua estrutura e da capacidade de retenção de água. A erosão do solo, fenómeno que ocorre naturalmente pela acção das águas da chuva ou do vento, é a principal causa de degradação dos solos agrícolas em Portugal (INE, 2011a). Estima-se que cerca de 70% da superfície territorial esteja sob elevado risco de erosão, 24% sob risco médio e 5% sob risco reduzido (OCDE, 2008).

A exposição do solo à chuva, o seu calcamento por maquinaria pesada, a impermeabilização e o encharcamento do solo e a alteração do perfil do terreno são algumas das principais causas da degradação física do solo. A estas causas de degradação acrescentam-se a ocorrência de incêndios e o abandono de áreas agrícolas.

O processo de erosão não implica apenas uma diminuição da quantidade de solo, associada à perda da camada superficial. A camada superficial do solo é mais rica em matéria orgânica, nutrientes e organismos vivos, pelo que a sua perda devido à erosão hídrica se traduz na redução da fertilidade dos solos. Para além disto, o arrastamento de materiais provoca o assoreamento de linhas de água e a contaminação de águas de superfície e subterrâneas. A erosão, ao diminuir a camada superficial do solo, também reduz a sua capacidade de fixar CO₂ (Cunha et al., 2005)

As decisões de fundo tomadas pelo produtor agrícola sobre os sistemas agrícolas a implementar são fundamentais na prevenção da erosão, uma vez que algumas práticas agrícolas podem aumentar os riscos de erosão por promoverem uma maior exposição do solo a estes agentes. Na tabela 3 estão identificadas algumas práticas culturais que contribuem para a erosão do solo.

Tabela 3 – Práticas culturais que agravam a erosão do solo. Adaptado de: (MADRP, 2000)

Práticas culturais				
Rotações culturais desajustadas às características do solo e/ou do clima, inexistência de rotações ou permanência do solo nu durante a época das chuvas	Excesso de mobilização do solo - operações demasiado frequentes ou utilização de equipamentos demasiado intensos	Deficiente distribuição das culturas pelas diferentes parcelas da exploração agrícola	Uso de métodos de rega inadequados às condições do terreno e má gestão da água	Práticas agrícolas que deixem a superfície do solo sem cobertura vegetal durante as épocas de maior precipitação

Entre as técnicas que contribuem para a protecção do solo podemos referir os sistemas de mobilização de conservação do solo. Estes sistemas apresentam como características fundamentais a redução da intensidade (na profundidade, no número de passagens e no contacto entre a alfaia e o solo) e a manutenção de uma quantidade apreciável de resíduos de culturas na superfície do solo (pelo menos 30% da sua superfície coberta) (Basch & Carvalho, 2000). Estes sistemas podem ser concretizados de formas variadas, mas excluem a utilização da charrua, uma vez que esta deixa a superfície do solo completamente exposta aos agentes erosivos. A mobilização de conservação engloba as seguintes categorias: mobilização mínima, sementeira directa e mobilização na zona (Basch & Carvalho, 2000) (INE, 2011a):

- Mobilização reduzida: é um sistema que, embora intervindo em toda a superfície do terreno, mantém uma quantidade apreciável dos resíduos da cultura anterior na superfície do solo. Estes sistemas baseiam-se na utilização de alfaias de mobilização vertical (escarificadores), ficando interdita a utilização de alfaias que promovam o reviramento do solo (charruas e fresas).
- Mobilização na zona: é um sistema de mobilização do solo que intervem apenas em parte da superfície do terreno. A área mobilizada corresponde a faixas de largura variável sendo a sementeira da cultura realizada no interior destas. Nestes sistemas não existe limitação ao tipo de alfaias a utilizar, uma vez que a cobertura do solo com resíduos fica

garantida pelas zonas não mobilizadas. O recurso a estes sistemas de mobilização conduz à utilização indispensável de herbicidas de pré-sementeira, como forma de controlar infestantes nas zonas não mobilizadas. É também frequente, mas não indispensável, a utilização de semeadores especiais. Pode ser considerado um sistema intermédio entre a mobilização mínima e a sementeira directa.

- Sementeira directa: neste sistema não existe mobilização do terreno previamente ao acto de sementeira. É o próprio semeador, e apenas na linha de sementeira, que provoca a mobilização do solo mínima necessária para a introdução e enterramento da semente. Estes sistemas exigem, normalmente, a aplicação de herbicidas de pré-sementeira e a utilização de semeadores especiais, designados por semeadores de sementeira directa.

Estas técnicas, com particular ênfase para a sementeira directa, melhoram a estrutura do solo, aumentam a capacidade de retenção de água, aumentam os níveis de matéria orgânica e de nutrientes essenciais às plantas (com consequências positivas na fertilidade dos solos), contribuem para a redução das emissões de CO₂, tanto pela diminuição do consumo de combustíveis como pelo aumento da capacidade de fixação de carbono pela matéria orgânica do solo, e promovem a conservação da biodiversidade (Basch & Carvalho, 2000).

Apesar das vantagens dos sistemas de mobilização de conservação, em Portugal continental a mobilização convencional continua a prevalecer, utilizada em 76% da área de culturas temporárias. A mobilização mínima é aplicada em 20% da área e em apenas 4% é utilizada a sementeira directa (figura 2).

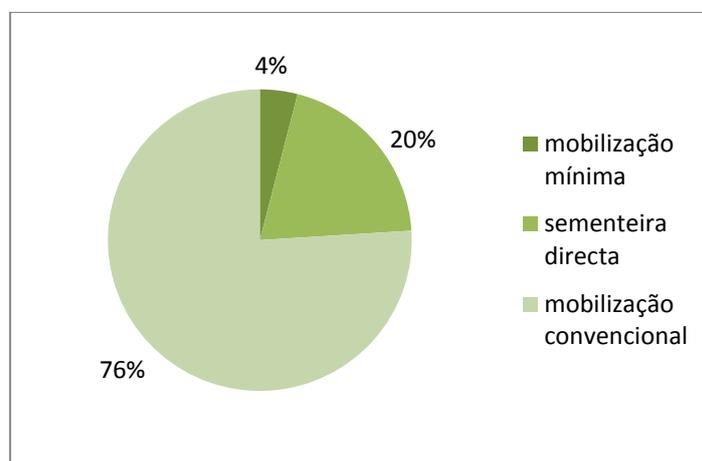


Figura 2 – Repartição dos tipos de mobilização usados em Portugal continental, 2009.
Fonte: (INE, 2011a)

2.3.4 Degradação química e biológica do solo

Para além da degradação física, o solo está exposto a processos de degradação química e biológica.

A degradação química identifica-se com a diminuição do teor em elementos nutritivos e em matéria orgânica do solo, assim como na acumulação de metais pesados e outras substâncias

tóxicas. Estes fenómenos têm consequências não só ao nível da diminuição da fertilidade, mas também no aumento da salinização, acidificação e contaminação do solo.

A degradação biológica implica uma diminuição do teor em matéria orgânica, assim como da actividade e da diversidade dos microrganismos do solo. Este aspecto é importante uma vez que o solo deve ser encarado como uma “central de reciclagem” onde toda uma cadeia alimentar de decompositores trabalha para mineralizar a matéria orgânica (Cunha et al., 2005). As características microbiológicas e bioquímicas do solo são usadas como indicadores da qualidade do solo, pois têm um papel central no ciclo do carbono e do azoto e são sensíveis a mudanças (Nannipieri et al., 2003).

O solo é uma entidade viva com significância a nível global, e os microrganismos são uma peça chave para o funcionamento do solo, uma vez que 80-90% dos processos do solo são reacções mediadas por microrganismos (Nannipieri et al., 2003). Os microrganismos do solo desempenham assim um papel central na manutenção da fertilidade do solo e das funções dos ecossistemas, incluindo nos processos de aquisição de nutrientes pelas plantas, na regulação dos ciclos do azoto e do carbono e na formação do solo (Pereira e Silva et al., 2012). A capacidade do solo de sustentar todas essas funções expressa a sua qualidade ou saúde.

A monocultura e as mobilizações intensas do solo reduzem a biodiversidade e o número de organismos que integram cada população, ao potenciarem o risco de erosão da camada superficial do solo, mais rica em matéria orgânica. Também a aplicação excessiva de fertilizantes azotados, a colocação de coberturas de plástico no solo, as práticas culturais que originam um excesso de água no solo e a introdução de metais pesados são desfavoráveis à maioria dos organismos do solo.

Pelo contrário, a mobilização mínima, a permanência de resíduos no solo, a rotação de culturas, o arejamento e a drenagem do solo, a aplicação de correctivos orgânicos, a fertilização equilibrada e a rega adequada são práticas que, para além de aumentarem a actividade biológica do solo e estimularem o crescimento das plantas, também originam um aumento da população microbiana e da biodiversidade do solo.

Do ponto de vista ambiental, a erosão do solo, quer física quer biológica, é a principal preocupação relativamente à sustentabilidade dos actuais sistemas agrícolas. O reforço do teor de matéria orgânica do solo, a melhoria da estrutura do solo, a minimização das perdas devidas à erosão, o acréscimo das reservas de nutrientes e a eficiência dos respectivos ciclos e a manutenção da biodiversidade da vegetação e do solo são os aspectos fundamentais para prevenir do solo e preservar a sua qualidade.

2.4 Actividade agrícola e qualidade da água

A agricultura é o sector que mais água consome em Portugal, representando cerca de 80% do consumo total (INE, 2011b). Uma análise completa e rigorosa sobre o uso de água pela agricultura é essencial para a monitorização do estado da água em Portugal, devendo abranger as seguintes vertentes:

- a quantidade utilizada (total e por cultura)
- a origem da água (subterrânea ou superficial)
- as pressões sobre o ambiente
- as eficiências de utilização

2.4.1 Caracterização do consumo de água pelas actividades agrícolas

No ano de 2009, a superfície irrigável, ou seja, a superfície máxima que poderia ser irrigada por meio de infraestruturas próprias, ocupava 540 593 ha, correspondente a cerca de 15% da SAU. A superfície regada foi de 469 039 ha (INE, 2011a). Na tabela 4 apresentam-se os valores das superfícies irrigável e regada por região.

Tabela 4 – Distribuição das áreas de superfície irrigável e regada por região em Portugal, ano 2009. Fonte: (INE, 2011a)

Regiões	Superfície irrigável		Superfície regada		
	Área (ha)	% SAU	Área (ha)	% SAU	% superfície irrigável
Entre Douro e Minho	94 829	45	82 077	39	87
Trás-os-Montes	46 666	11	39 871	9	85
Beira Litoral	61 116	49	51 362	41	84
Beira Interior	49 580	15	35 659	11	72
Ribatejo e Oeste	112 539	29	101 240	26	90
Alentejo	155 123	8	138 247	7	89
Algarve	16 274	18	16 170	18	99
Total continente	536 127	15	464 039	13	87
Açores	n.a	n.a	284	0	n.a
Madeira	4 466	82	4 128	76	92
Total Portugal	540 593	15	469 039	13	87

n.a. – não aplicável

As regiões da Beira Litoral e de Entre Douro e Minho são as que dispõem de um maior potencial de irrigação, com a superfície irrigável a ocupar 49% e 45% da SAU, respectivamente. A maior área de superfície irrigável situa-se no Alentejo, embora corresponda a apenas 8% da SAU, visto que nesta região predomina a cultura de sequeiro. Também se verifica que a superfície irrigável não é toda regada. Na Beira Interior a área regada correspondeu a 72% da área irrigável, enquanto que no Algarve foi regada a quase totalidade da superfície irrigável.

Em termos de ocupação cultural, verifica-se que 60% da área que foi regada está ocupada por culturas temporárias, 29% por culturas permanentes e apenas 11% por pastagens (figura 3).

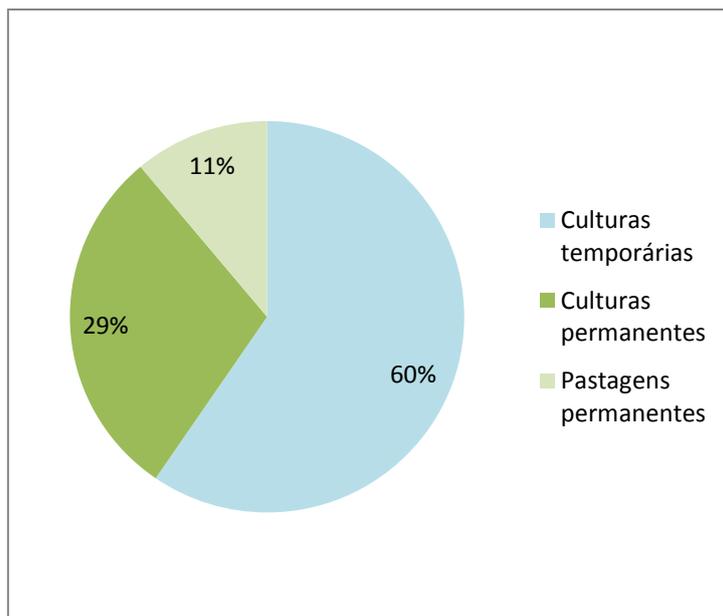


Figura 3 – Composição da superfície regada, 2009. Fonte: (INE, 2011a)

A classificação das explorações é feita em função da proporção de área regada na respectiva SAU (figura 4). Em Portugal a prevalência vai para as explorações exclusivamente de sequeiro, que ocupam 58% da SAU do país. Nos Açores, no Alentejo e em Trás-os-Montes este tipo de exploração ocupa 98%, 65% e 64% da respectiva SAU. As explorações predominantemente de regadio, onde mais de 75% da SAU é regada, ocupam 7% da SAU de Portugal. A Madeira é a região com mais explorações deste tipo, onde ocupam 68% da SAU.

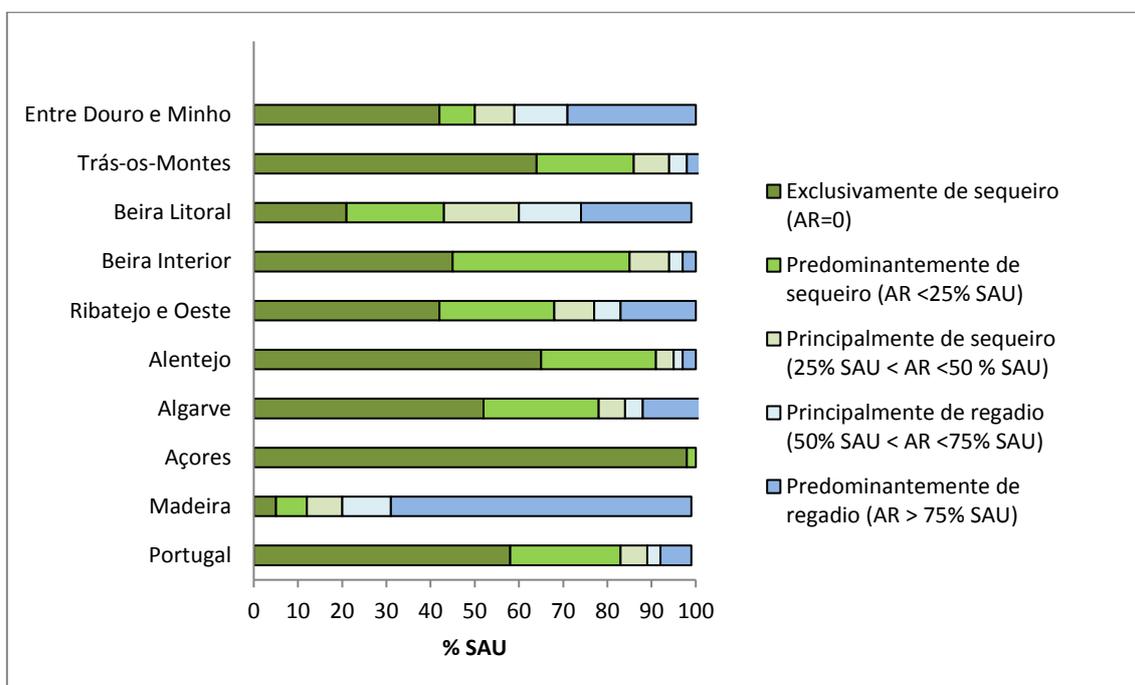


Figura 4 – Classificação das explorações agrícolas por % de área de SAU irrigada. Fonte: (INE, 2011a).
AR – Área de regadio

A tabela 5 apresenta a quantidade de água para rega que foi consumida em 2009, por região.

Tabela 5 – Volume de água para rega consumido em 2009. Adaptado de (INE, 2011a)

Regiões	m ³	m ³ / ha SAU
Portugal	3 437 365 766	937
Entre Douro e Minho	545 383 494	2 583
Trás-os-Montes	252 339 398	583
Beira Litoral	423 544 312	3 377
Beira Interior	282 654 697	839
Ribatejo e Oeste	788 145 474	2 016
Alentejo	958 960 963	490
Algarve	161 272 461	1 826
Total continente	3 412 300 799	936
Açores	1 738 696	14,4
Madeira	23 326 271	4 297

Assim, em 2009 foram consumidos cerca de 3,5 mil milhões de m³ de água para rega. A região que mais água consumiu foi o Alentejo, mas é também a que apresenta um menor consumo de água por área de SAU (com excepção dos Açores), visto que no Alentejo predominam as culturas de sequeiro. No caso dos Açores o consumo de água por SAU é bastante baixo devido ao facto de praticamente não existir regadio. As regiões que consomem mais água por área de SAU são a Madeira (onde a cultura de regadio é muito intensa), Beira Litoral, Entre Douro e Minho, Ribatejo e Oeste e Algarve.

Analisando o consumo de água para rega por tipo de cultura, representado na figura 5, verifica-se que mais de metade da água é consumida pelas culturas arvenses (cereais, leguminosas e oleaginosas) e pelas actividades pecuárias. As culturas permanentes consomem 20% do total de água.

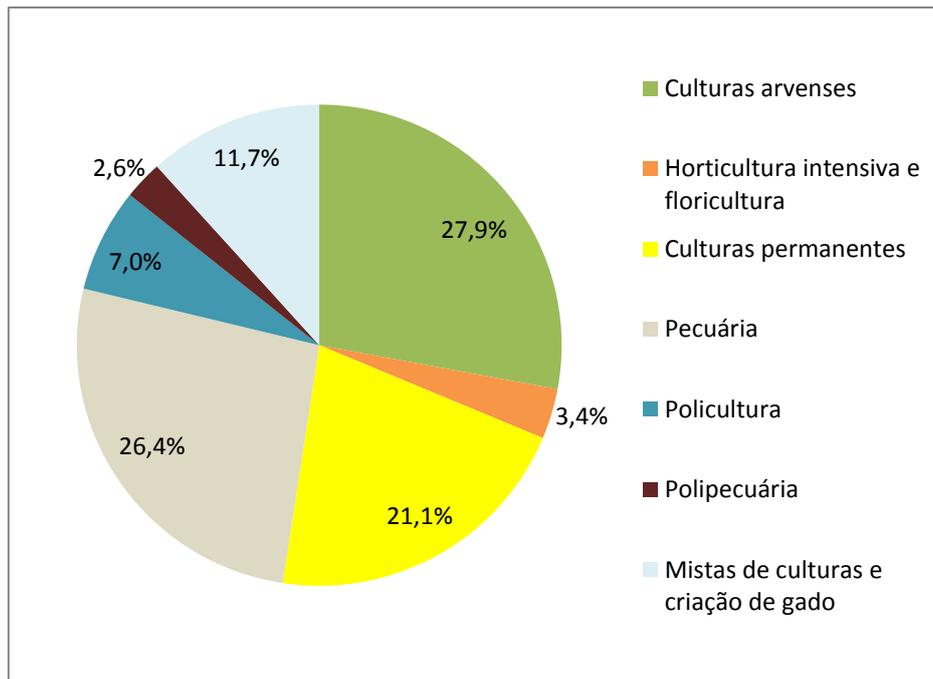


Figura 5 – Consumo de água para rega por tipo de cultura. Fonte: (INE, 2011a)

2.4.2 Pressões sobre a qualidade da água

As principais preocupações relativas à incidência das actividades agrícolas sobre a qualidade da água relacionam-se com a poluição das águas de superfície pelos nitratos, as concentrações de fósforo nas águas de superfície, a contaminação por pesticidas, e os efeitos prejudiciais da presença de sedimentos e de sais minerais.

A poluição da água por nitratos terá começado com o fim da Segunda Guerra Mundial, com a necessidade de produzir maior quantidade de alimentos a menor custo. Tal propósito conduziu à intensificação da agricultura, com recurso a agro-químicos produzidos industrialmente, entre os quais os fertilizantes azotados.

As plantas absorvem rapidamente o azoto sob a forma de ião nitrato. No entanto, nesta forma os fertilizantes azotados são também rapidamente dissolvidos na água, pelo que o fornecimento de azoto em quantidades superiores às necessidades da planta (estima-se que cerca de 10 a 60% do azoto proveniente de fertilizantes não é utilizado pelas culturas (Calouro, 2005)) não é assimilado pelo sistema radicular, e assim os nitratos são facilmente arrastados pelas águas da chuva ou de rega, chegando até às águas subterrâneas e cursos de água, originando progressivamente a sua poluição.

O Decreto-Lei n.º 235/97, de 3 de Setembro, alterado pelo Decreto-Lei n.º 68/99, de 11 de Março, estabelece o regime legal destinado a proteger as águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola, transpondo para o direito interno a Directiva n.º 91/676/CEE, do Conselho, de 12 de Dezembro (Directiva Nitratos). A adopção desta directiva representou um passo importante ao nível da integração das preocupações ambientais na agricultura, ao consagrar os princípios do poluidor/pagador e da prevenção na fonte.

A Directiva Nitratos atribuiu a cada Estado-membro a responsabilidade de estabelecer um código de boas práticas agrícolas e a definição e identificação, dentro do seu território, de águas de superfície e águas subterrâneas abrangidas pela poluição ou susceptíveis de o serem, e das zonas vulneráveis para a poluição da água com nitratos (a Directiva considera água poluída a água cujo teor de nitratos seja superior a 50 mg/l e zona vulnerável toda a zona que drena para águas poluídas ou em vias de o serem, se não forem tomadas medidas adequadas). Estão identificadas nove zonas vulneráveis em Portugal Continental, pela Portaria n.º 164/2010, de 16 de Março (figura 6 e tabela 6), e oito zonas nos Açores, constantes na Portaria n.º 1100/2004, de 3 de Setembro. Estas áreas representam cerca de 9% da superfície total agrícola de Portugal.

Tabela 6 – Zonas vulneráveis de Portugal Continental. Fonte: Anexo I da Portaria n.º164/2010 de 16 de Março

Designação da zona vulnerável	Área (km²)
Esposende – Vila do Conde	205,72
Estarreja – Murtosa	81,38
Litoral Centro	237,36
Tejo	2 416,86
Beja	328,6
Elvas	404,49
Estremoz – Cano	207,07
Faro	97,73
Luz – Tavira	31,86

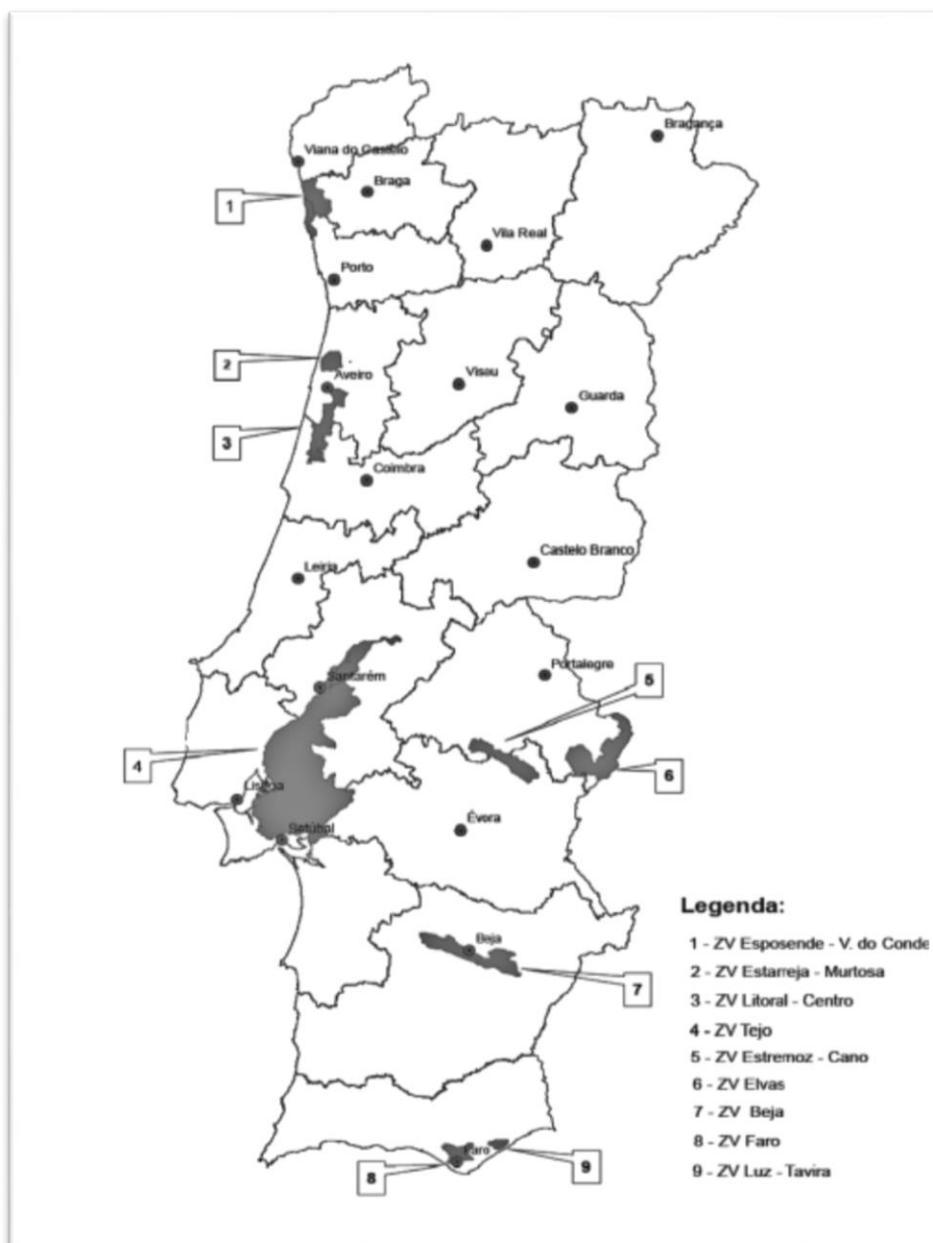


Figura 6 – Zonas vulneráveis em Portugal Continental. Fonte: Anexo II da Portaria n.º164/2010 de 16 de Março

Na Região Autónoma dos Açores foram identificadas oito lagoas em estado eutrófico, e consequentemente designadas as respetivas zonas vulneráveis. As delimitações dessas zonas correspondem às áreas drenantes das bacias hidrográficas das seguintes lagoas (tabela 7):

Tabela 7 – Zonas vulneráveis nos Açores. Fonte: DGADR

Designação da zona vulnerável	Área (km²)
Lagoa da Serra Devassa, ilha de São Miguel	0,16
Lagoa de São Brás, ilha de São Miguel	0,33
Lagoa do Congro, ilha de São Miguel	0,26
Lagoa das Furnas, ilha de São Miguel	12,15
Lagoa das Sete Cidades, ilha de São Miguel	19,32

Designação da zona vulnerável	Área (km ²)
Lagoa do Capitão, ilha do Pico	0,18
Lagoa do Caiado, ilha do Pico	0,19
Lagoa da Funda, ilha das Flores	3,13

O cumprimento da Directiva Nitratos impõe aos Estados-membros a elaboração e aplicação de programas de acção para as zonas vulneráveis, integrando um conjunto de disposições e práticas culturais tendo em vista uma correcta gestão do azoto nas explorações agrícolas e agropecuárias e, simultaneamente, diminuir as suas perdas por arrastamento e infiltração. A eficácia destes programas de acção será avaliada através da monitorização periódica da concentração de nitratos nas águas superficiais e subterrâneas em locais representativos das zonas vulneráveis.

A OCDE adoptou como indicador de risco ambiental o balanço de azoto, definido como a diferença entre as entradas e as saídas de azoto de um sistema agrícola, por hectare de terra agrícola. Indica o potencial risco de poluição da água e identifica as áreas e sistemas agrícolas com cargas de azoto muito elevadas. Segundo a OCDE, o uso de fertilizantes azotados em Portugal decresceu 40% entre 2002 e 2008 (OCDE, 2011). Na figura 7 comparam-se os valores de balanço de azoto, em kg / ha de SAU, registados em 2008 para alguns países europeus. Verifica-se que o balanço nacional de azoto é baixo quando comparado com a média europeia.

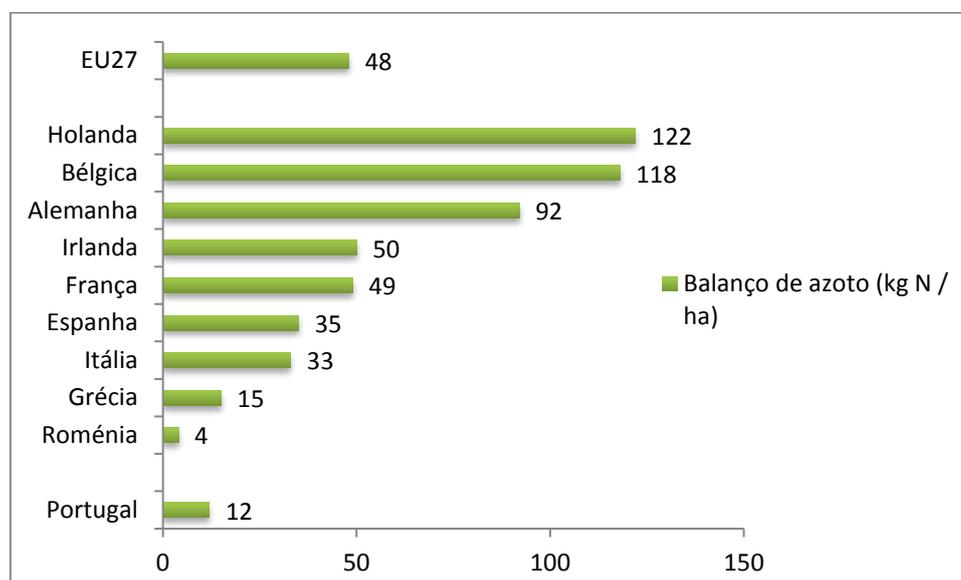


Figura 7 – Balanço de azoto, kg / ha SAU, 2008. Fonte: (Eurostat, 2012)

É fundamental conseguir-se uma gestão eficiente do azoto nos ecossistemas agrícolas, conjugando a necessidade de fertilização com a preservação do ambiente. A utilização racional da água de rega e a prevenção contra a poluição originada por fertilizantes e produtos fitofarmacêuticos devem ser consideradas na implementação de práticas de preservação da qualidade da água.

Para a utilização racional da água de rega é fundamental saber quando e quanto regar de forma a adaptar a quantidade de água de rega às necessidades das culturas. Também a escolha do tipo do sistema de rega deve ter em consideração a cultura, o tipo de solo e a inclinação do terreno .

A aplicação de adubos (principalmente os azotados) e de pesticidas pode ter repercussões negativas sobre as águas superficiais e subterrâneas. Ao nível da exploração agrícola a prevenção desta poluição está estreitamente associada à quantidade de fertilizantes azotados aplicados no solo e com a técnica e época de aplicação.

No respeitante à época e às técnicas de aplicação dos adubos azotados, para evitar os riscos de perda de nitratos à superfície e em profundidade, com a consequente contaminação das águas superficiais e subterrâneas é importante determinar correctamente as necessidades de fertilização, fraccionar a quantidade de adubo a distribuir, e ter em atenção as condições climáticas (precipitação), devendo evitar-se aplicações de adubos em dias chuvosos ou em solos encharcados.

2.5 Actividade agrícola e qualidade do ar

A actividade agrícola, embora em menor grau que outras actividades económicas, influencia a qualidade do ar através da emissão de gases com efeito de estufa (GEE) e da emissão de poluentes acidificantes e eutrofizantes (amoníaco e compostos orgânicos voláteis não metânicos). As actividades de produção animal, o armazenamento de estrumes e chorumes e a sua aplicação no solo e a queima de resíduos vegetais são as principais fontes de emissões atmosféricas.

As emissões de óxidos de azoto (NO_x), de dióxido de enxofre (SO₂) e de amoníaco (NH₃) levam à deposição na atmosfera de compostos de azoto e de enxofre, que são responsáveis pelas chuvas ácidas e estas, em parte, são responsáveis pela degradação dos solos, da vegetação e da água.

As actividades pecuárias estão associadas a emissões de metano (CH₄), de NH₃ e de maus cheiros. A emissão de CH₄ resulta da fermentação entérica no sistema digestivo dos herbívoros, particularmente dos ruminantes. A emissão de NH₃ ocorre devido à volatilização do azoto dos dejectos dos animais, em condições anaeróbias, nomeadamente durante o armazenamento.

2.5.1 Emissão de gases com efeito de estufa (GEE)

As emissões de GEE associadas à produção vegetal resultam de emissões directas provenientes do solo, dos dejectos dos animais, da utilização de combustíveis e lubrificantes nas máquinas e equipamentos e das emissões indirectas provenientes da aplicação de fertilizantes. As emissões directas a partir do solo podem aumentar em consequência da realização de práticas agrícolas

incorrectas que originem a degradação do solo, como a erosão, o uso exaustivo da terra, a poluição química, a compactação, a acidificação e a salinização (Calouro, 2005).

A contribuição do sector agrícola para o total de emissões nacionais de GEE diminuiu de 13,5% em 1990 para 10,6% em 2010 (APA, 2012). A quantidade total de emissões da agricultura decresceu 7,4% entre 1990 e 2010: 8,0 Mton de CO₂eq em 1990 e 7,5 Mton CO₂eq em 2010 (figura 8).

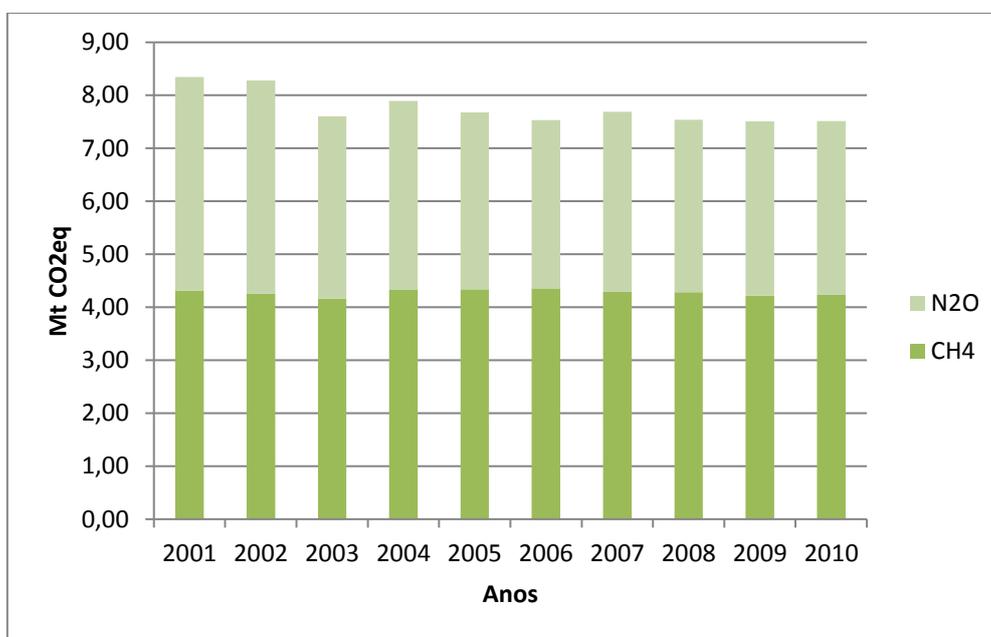


Figura 8 – Emissões de GEE da agricultura, em Mt CO₂eq, entre 2001 e 2010. Fonte: (APA, 2012)

Verificou-se uma ligeira redução nas emissões de óxido nitroso (N₂O) nos últimos anos, enquanto que as emissões de CH₄ se mantiveram relativamente constantes. Esta diminuição terá resultado, por um lado, da redução da SAU e, por outro lado, da diminuição da utilização de fertilizantes e da implementação de melhores práticas nomeadamente na alimentação dos animais (o aumento dos conhecimentos relativos ao processo digestivo relativo à formação de metano durante o processo digestivo, permitiu a formulação de regimes alimentares mais eficientes, originando menores produções de metano), uma vez que não se registaram grandes alterações nos sistemas produtivos.

As principais fontes de emissão e fixação directas de N₂O, com significado para Portugal, são a aplicação de fertilizantes minerais, a aplicação de azoto dos dejectos dos animais, a fixação biológica do azoto (leguminosas) e a incorporação de resíduos agrícolas nos solos. A aplicação de fertilizantes e de dejectos de animais são também responsáveis por emissões indirectas de N₂O, através de processos de volatilização e subsequente deposição atmosférica de NH₃ e NO_x, e da lixiviação e escoamento do azoto dos solos. O N₂O é libertado a partir dos compostos azotados presentes nos solos e nos cursos de água, nos correctivos orgânicos (estrume e chorume de animais) e nos fertilizantes inorgânicos, em condições anaeróbias.

As emissões de metano (CH_4) são maioritariamente provenientes dos sistemas de produção animal. São originadas, por um lado, pela fermentação entérica que ocorre durante o processo digestivo dos animais herbívoros, principalmente dos ruminantes e, por outro lado, pelos processos de decomposição anaeróbia dos dejectos dos animais.

A maior ou menor extensão das emissões de CH_4 depende de vários factores, nomeadamente da espécie e da densidade animal, da alimentação, do sistema de armazenamento e do manejo dos dejectos.

Os bovinos leiteiros e os bovinos de carne são os animais que, de uma forma geral, têm as emissões mais elevadas de metano, quer as derivadas do processo digestivo, quer as originadas pelos dejectos, seguindo-se os pequenos ruminantes (ovelhas e cabras) e os herbívoros não ruminantes. Os suínos e as aves são as espécies que produzem menores quantidades de metano nos processos digestivos e que originam menores emissões a partir dos dejectos.

Nas actividades vegetais, a emissão de CH_4 apenas é significativa na cultura do arroz, devido à decomposição anaeróbia da matéria orgânica em solos inundados. O metano é emitido para a atmosfera principalmente por transporte através das plantas durante a estação de crescimento e, em menor escala, através da libertação de bolhas dos campos alagados durante a fase de preparação do solo e durante o período de cultura (IPCC, 2001). As emissões de CH_4 dependem da textura do solo, da aplicação de matéria orgânica e fertilizantes minerais, da temperatura, do potencial redox e pH do solo. Também as práticas agrícolas, tais como a sementeira directa ou o transplante de plantas, influenciam as emissões de metano nesta cultura (IPCC, 2001).

2.5.2 Emissões de amoníaco (NH_3)

O sector agrícola é a maior fonte de emissões de amoníaco (NH_3). Estas emissões derivam, maioritariamente, da decomposição da ureia dos dejectos animais, pela volatilização do azoto que pode ocorrer logo após a excreção dos dejectos, durante o armazenamento, ou durante a aplicação no solo. A forma de aplicação dos chorumes e estrumes no solo influencia a quantidade de azoto volatilizado – as emissões de NH_3 são mais elevadas imediatamente após a distribuição de chorumes ou estrumes, especialmente se estes forem muito concentrados e forem deixados na superfície do terreno.

Uma fracção muito menor de emissões de NH_3 resulta da volatilização do azoto a partir de fertilizantes inorgânicos. Os níveis de volatilização são influenciados por vários factores, nomeadamente o tipo de adubo e forma de aplicação, as condições meteorológicas, o tipo de cobertura vegetal do solo e as condições de infiltração do solo. Também as condições de infiltração do solo desempenham grande influência na volatilização do azoto. Assim, solos compactados e com crostas à superfície impedem a penetração de elementos fertilizantes, induzindo ao aumento das perdas de azoto por volatilização (Calouro, 2005).

2.6 Modos de produção mais sustentáveis

2.6.1 *Produção integrada*

A agricultura integrada, ou modo de produção integrada (MPRODI), faz referência aos sistemas de protecção integrados que combinam os meios físicos e a luta biológica.

O objectivo deste tipo de agricultura é produzir de maneira economicamente viável produtos de boa qualidade, respeitadores do ambiente, do bem-estar animal e da saúde humana, e contribuir simultaneamente para a melhoria dos rendimentos dos agricultores, incluindo-se assim no conceito de agricultura sustentável.

O conceito de Produção Integrada foi desenvolvido em 1976 pela Organização Internacional de Luta Biológica (OILB). Esta organização define a produção integrada como “um sistema agrícola de produção de alimentos de alta qualidade e de outros produtos utilizando os recursos naturais e os mecanismos de regulação natural em substituição dos factores de produção prejudiciais ao ambiente e de modo a assegurar, a longo prazo uma agricultura viável”. Em produção integrada é essencial a preservação e melhoria da fertilização do solo e da biodiversidade e a observação de critérios éticos e sociais.

Em 2004, a OILB, na sua definição de produção integrada, dá ênfase aos seguintes princípios:

- A produção integrada é uma abordagem holística. A produção integrada não é apenas uma simples combinação da protecção integrada com outros elementos, como sejam os adubos e as medidas agronómicas que visam aumentar a sua eficiência. Pelo contrário, ela direcciona-se para o equilíbrio do ecossistema, para a importância do bem estar animal e para a preservação dos recursos naturais.
- Os agro-ecossistemas estáveis devem ser mantidos como factores-chave da produção integrada.
- Os ciclos dos elementos nutritivos devem ser equilibrados e com perdas reduzidas. A manutenção do equilíbrio destes ciclos, as rotações culturais e as estruturas ecológicas, são significativos em produção integrada, unicamente se se considerar toda a exploração agrícola como uma unidade produtiva.
- A preservação e o melhoramento da fertilidade do solo, de um ambiente diversificado e a observação de critérios éticos e sociais, são componentes essenciais.
- Os métodos biológicos, culturais, químicos e demais técnicas, são avaliados criteriosamente, tendo em consideração a protecção do ambiente, sendo condição essencial a rentabilidade e as exigências sociais.

Este sistema agrícola de produção visa reduzir ao mínimo a utilização de pesticidas e adubos químicos, implementando estratégias preventivas baseadas em recursos e mecanismos naturais (como a luta biológica e outros métodos de gestão integrada de pragas). De acordo com as regras da protecção integrada, a utilização de produtos fitofarmacêuticos apenas se justifica

quando o ataque de pragas ou doenças tenha atingido um nível que provoque significativos prejuízos económicos, ou quando haja razões tecnicamente válidas e justificadas pela importância e extensão do inimigo a combater. Nestes casos, só podem ser utilizados produtos indicados nas “Listas de produtos fitofarmacêuticos aconselhados em protecção integrada das culturas”, publicadas para cada cultura abrangida.

2.6.2 Agricultura biológica

A agricultura biológica consiste num modo de cultivo que recorre essencialmente aos processos naturais e ecológicos existentes, retirando benefício das funções desempenhadas por diferentes organismos. Todas as espécies naturalmente existentes numa dada região ou ecossistema são auxiliares importantes ao desenvolvimento da actividade agrícola, à diversidade biológica e ao equilíbrio do ecossistema agrícola.

A FAO define agricultura biológica como um sistema de gestão de produção holístico, que promove a saúde dos agrosistemas, incluindo a biodiversidade, os ciclos biológicos e as actividades biológicas do solo. Dá primazia ao uso de boas práticas de gestão em detrimento do uso de factores externos ao sistema agrícola, tendo em conta que os sistemas precisam de se adaptar localmente às condições regionais. Para atingir este equilíbrio, recorre-se a métodos biológicos e mecânicos, em oposição ao uso de materiais sintéticos.

A agricultura biológica utiliza várias metodologias para promover o bom desenvolvimento das plantas em equilíbrio com os ecossistemas. A fertilização do solo é feita através da adição de composto orgânico e do cultivo de leguminosas, de modo a promover a biodiversidade do solo. A existência de organismos, além de fornecer nutrientes através da decomposição da matéria orgânica, promove o arejamento natural do solo. A rotação de culturas é utilizada para permitir que o solo se restabeleça, dado que cada variedade necessita de diferentes nutrientes, em diferente quantidade. A associação de plantas, nomeadamente de plantas-companheiras, é outro método utilizado, cujo principal objectivo é tirar partido dos benefícios gerados por determinadas plantas, como a protecção que certas espécies podem exercer sobre outras (pela repulsão de predadores e pela prevenção de doenças). A associação de plantas pode permitir ainda uma melhor gestão do espaço, uma vez que estas apresentam diferentes sistemas radiculares (horizontal e vertical) e diferentes ciclos de desenvolvimento (curto ou longo).

Para a prática deste tipo de agricultura existem normas de produção definidas no Regulamento (CE) nº 834/2007 modificado, relativo ao modo de produção biológico. Para que os produtos obtidos por este modo de produção possam ser comercializados como tal e ostentar a respectiva designação, o produtor/ operador deve notificar a sua actividade à autoridade competente (Ministério da Agricultura) e submeter a sua unidade a um regime de controlo por um Organismo Privado de Controlo (OPC).

3. Análise de Ciclo de Vida

3.1 Definição geral

Segundo as Normas ISO 14040:2006(E) e 14044:2006(E), a Análise de Ciclo de Vida (ACV) é a compilação e avaliação de entradas (ou *inputs*), saídas (ou *outputs*) e impactes ambientais de um sistema de produto ou serviço ao longo do seu ciclo de vida. É uma ferramenta sistemática utilizada para avaliar os impactes ambientais associados a um produto ou a um serviço específico.

A ACV tem como objectivo identificar oportunidades para otimizar o desempenho ambiental de produtos em diversos momentos do seu ciclo de vida; informar decisores políticos, industriais ou organizações não-governamentais; seleccionar indicadores relevantes de desempenho ambiental e ainda marketing.

A ACV constitui, na realidade, uma classe de métodos, já que não há um único método para se conduzir uma ACV (Goedkoop et al., 2010). Representa uma rápida e emergente família de instrumentos e técnicas desenhadas para o auxílio na gestão ambiental e, a longo prazo, para um desenvolvimento sustentável.

3.2 Descrição da metodologia de ACV

O processo de ACV é uma abordagem sistemática faseada composta por quatro componentes: definição do objectivo e âmbito, análise de inventário, análise do impacte e interpretação de resultados.

3.2.1 Definição do objectivo e âmbito

Nesta fase são estabelecidos os objectivos e os resultados pretendidos. Esta etapa deve incluir os métodos utilizados, os pressupostos e limitações globais do estudo, deve ser realizada a identificação dos dados necessários e seus requisitos, ser identificada a metodologia e requisitos de avaliação de impactes e consequente interpretação, bem como o formato do relatório necessário ao estudo e a definição dos critérios para revisão crítica, se necessário.

O objectivo deve indicar a aplicação desejada, as motivações do estudo e o público a que se dirige. Segundo a Norma ISO 14040:2006(E), o âmbito do estudo deve ser suficientemente bem definido de forma a garantir que toda a extensão e detalhe do estudo seja compatível com o objectivo. Desta forma, o âmbito do estudo, além de ter em conta as funções do sistema, deve também ter em conta o seguinte: o(s) sistema(s) em estudo; a fronteira do sistema; as categorias de impactes seleccionados, a metodologia da avaliação de impactes e a interpretação a ser usada subsequentemente; necessidade de dados; pressupostos a considerar; limitações; tipo e formato do relatório requerido.

3.2.2 Análise do inventário

Nesta etapa são inventariados e quantificados todos os inputs (entradas) e outputs (saídas) relativos ao ciclo de vida de um produto. Consiste num processo de compilação de dados e de quantificação da energia e matérias-primas, materiais auxiliares, assim como de produtos, co-produtos, emissões atmosféricas, emissões para a água e solos, resíduos sólidos, e outras descargas ao longo de todo o ciclo de vida de um produto, processo ou actividade (EPA, 2006).

3.2.3 Análise do impacte do ciclo de vida

O objectivo da fase de análise de impacte do ciclo de vida (AICV) é compreender e avaliar a magnitude e a relevância dos potenciais impactes ambientais resultantes do ciclo de vida de determinado sistema de produto. Nesta fase deve ser feita a ligação entre o produto, ou o processo, e os impactes ambientais potenciais no ambiente, saúde humana e depleção de recursos.

Esta fase engloba uma série de elementos obrigatórios e opcionais, apresentados na figura 9.

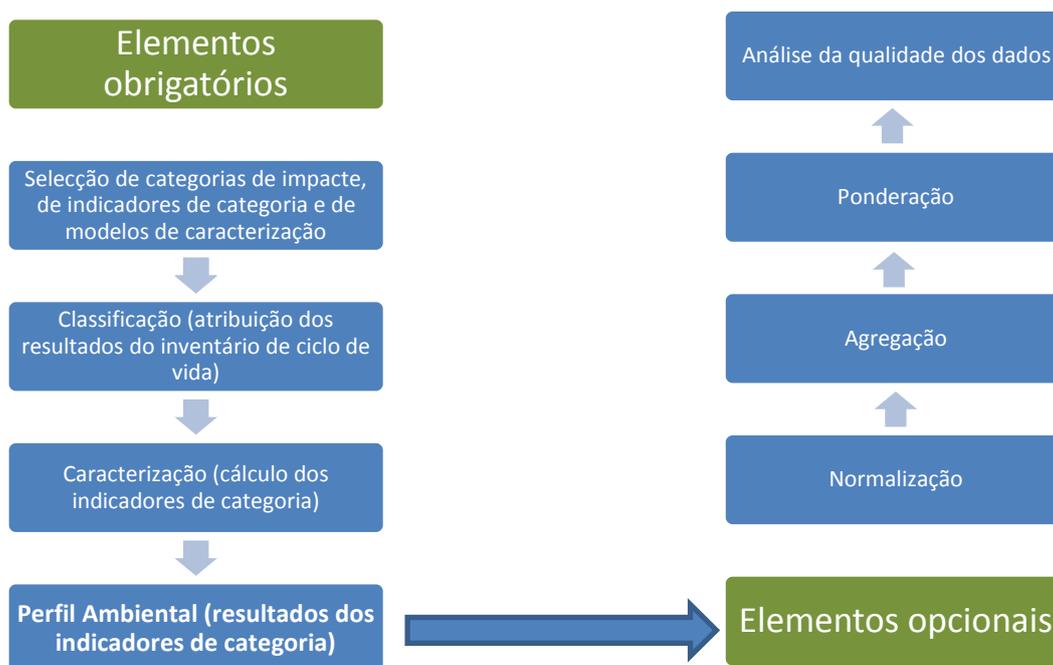


Figura 9 – Elementos da fase de AICV. Adaptado da ISO 14040:2006(E)

Na etapa de classificação, todas as substâncias inventariadas são agrupadas nas “categorias de impacte ambiental” previamente seleccionadas, as quais cobrem as áreas da saúde humana, saúde do ambiente e depleção de recursos (e.g. acidificação, alterações climáticas, depleção de recursos naturais; eutrofização). Por exemplo, as emissões de CO₂ e CH₄ contribuem para a categoria “alterações climáticas”.

A caracterização consiste em atribuir um peso a cada substância dentro de um grupo, em termos de contribuição para o efeito considerado na categoria de impacte ambiental. Existem várias

metodologias de caracterização, ou seja, que convertem os resultados do inventário do ciclo de vida em descritores de impacto. A metodologia mais comumente utilizada consiste em multiplicar os dados do inventário por factores de equivalência, que têm a função de medir os impactos potenciais e são estabelecidos por comparação com emissões de referência. A soma dos indicadores de cada categoria em unidades equivalentes resulta no perfil ambiental do produto, que permite a comparação com outros produtos e sistemas de produção.

3.2.4 Interpretação dos resultados

Segundo a ISO 14040:2006(E), esta é a fase da ACV em que se combinam os resultados do inventário de ciclo de vida e/ou da análise do inventário de forma coerente, com o objectivo e âmbito definidos na primeira etapa, tendo em vista obter conclusões e propor recomendações.

É nesta fase que são avaliadas as necessidades e oportunidades de mitigação de impactos ambientais ao longo do ciclo de vida de um produto, processo ou actividade. Esta avaliação permite o desenvolvimento de propostas para atingir a redução dos danos ambientais identificados e melhorar o desempenho ambiental do produto ou processo em estudo.

3.3 Vantagens e limitações

Uma das grandes vantagens da ACV é permitir uma análise holística de um determinado sistema. Muitas vezes aplicam-se modificações que aparentemente melhoram o sistema, sem se considerar as implicações de tais procedimentos. Na realidade pode haver uma transferência de problemas de uma parte do sistema, que se tenta aperfeiçoar, para outra (*shifting of burdens*). A ACV é a metodologia mais adequada para identificar estas transferências de impactos ambientais entre os vários estágios dos ciclos de vida (Curran, 1996)

Podem-se referir como principais vantagens da ACV (EPA, 2006):

- Desenvolver uma avaliação sistemática das consequências ambientais associadas a um dado produto;
- Analisar os balanços (ganhos e perdas) ambientais associados com um ou mais produtos/processos específicos, de modo a auxiliar a tomada de decisões;
- Quantificar as descargas ambientais de cada fase do ciclo de vida e identificar os processos que mais contribuem para os impactos;
- Avaliar os efeitos do consumo de materiais e descargas ambientais sobre os ecossistemas e saúde humana, a nível local, regional e global;
- Comparar os impactos ecológicos e na saúde humana entre dois ou mais produtos/processos rivais ou identificar os impactos de um produto ou processo específico;

- Identificar impactes em uma ou mais áreas ambientais específicas de interesse.

Como principais limitações, verifica-se que a realização de uma ACV pode ser muito morosa e requerer muitos recursos. Dependendo do quão rigoroso é o estudo, a recolha de dados pode tornar-se problemática, e a disponibilidade de alguns dados pode pesar na fiabilidade dos resultados finais. Outra desvantagem relaciona-se com o nível de cooperação que é necessário estabelecer com os fornecedores e vendedores de materiais e/ou produtos. Também os acordos de confidencialidade a longo prazo que se estabelecem entre a companhia e os fornecedores e vendedores podem representar um obstáculo ao acesso aos dados específicos.

O estudo de ACV não determina o produto ou processo mais caro ou aquele que funciona melhor. Por isso, a informação desenvolvida num estudo de ACV deve ser utilizada como uma componente de um processo de decisão que conta com outras componentes, como o custo e o desempenho.

Aquando da realização deste tipo de estudos surge ainda outra limitação na fase de avaliação de impactes. Enquanto que os métodos de análise de inventário têm uma base estritamente científica, a complexidade dos sistemas ambientais levou ao desenvolvimento de vários modelos de impactes, não existindo consenso para seguir apenas um tipo de modelo.

A conversão dos resultados dos impactes num único resultado, na fase de interpretação do ciclo de vida, é sempre muito subjectiva, pois requer juízos de valor aplicados pelo administrador ou modelador do estudo. Este procedimento pode ser realizado de diversas formas, por exemplo, através de uma comissão de peritos, mas nunca pode ser baseado unicamente nas ciências naturais (EPA, 2006).

Por fim, existe ainda pouca consciencialização, por parte dos produtores e decisores políticos, sobre a importância dos impactes ao longo do ciclo de vida de actividades e processos, o que constitui um obstáculo à realização de ACV.

3.4 *Streamlined LCA*

Uma das principais desvantagens apontadas ao uso da ACV prende-se com o tempo e o custo que esta análise requer. De facto, a ACV é um instrumento que exige um elevado investimento a nível monetário e em termos de tempo, não sendo apropriado para fornecer respostas rápidas para questões imediatas. Em casos extremos os estudos podem levar anos e com gastos de milhões de euros.

Estas desvantagens fazem com se questione a utilidade prática da ACV, colocando-a fora do alcance da maior parte dos potenciais utilizadores. Também se tem questionado a relevância da ACV como auxiliar nas decisões que estes utilizadores necessitam de tomar (Todd & Curran, 1999).

Estas preocupações incentivaram a investigação e desenvolvimento de abordagens no sentido de contornar estes problemas, originando formas mais simplificadas de ACV denominadas de

streamlined, tornando a ACV mais praticável e mais imediata, sem perder as características próprias de uma abordagem ciclo de vida.

Alguns dos métodos sugeridos a simplificação (*streamlining*) da ACV incluem (Curran, 1996):

- Limitação ou eliminação de etapas do ciclo de vida – eliminar alguns dados a montante ou a jusante do sistema em estudo é uma técnica usada para encurtar ou limitar a quantidade de dados recolhidos;
- Selecção de impactes ambientais específicos – através desta abordagem é possível focar o estudo nos aspectos ambientais considerados mais relevantes, ou em que existem mais dados disponíveis e quantificáveis;
- Eliminação de parâmetros de inventário específicos – reduzir o âmbito do inventário também pode ser uma forma de facilitar a fase de recolha de dados. O âmbito pode ser reduzido através da selecção de categorias de impacte ou de problemas ambientais específicos;
- Limitação ou eliminação da fase de avaliação de impactes – muitos estudos de ACV não incluem a fase de avaliação de impactes, sendo mais correctamente denominadas por inventários de ciclo de vida. Esta abordagem é considerada como *streamlining* visto que a fase de inventário é apenas uma parte do instrumento da ACV;
- Utilizar dados tanto qualitativos como quantitativos – nesta abordagem, é recolhida informação qualitativa quando não se encontra disponível informação quantitativa. Os fluxogramas construídos para o estudo incluem os processos e materiais, mas não constituem verdadeiros balanços de massa, visto que não incluem dados quantitativos em cada etapa do ciclo de vida;
- Utilizar dados de substituição – quando é difícil ou mesmo impossível a obtenção de dados de um produto ou processo específico, é possível substituir estes por dados sobre um outro produto ou processo semelhante ao que se encontra em estudo que estejam mais acessíveis;
- Limitação dos constituintes estudados – alguns estudos de ACV eliminam os constituintes de um sistema que englobam menos de uma determinada percentagem do produto ou processo. Para ACV completas esta percentagem é, muitas vezes, 1%, mas para o caso em que se aplica *streamlining*, esta percentagem pode ser maior. Esta abordagem tem a vantagem de limitar o número de itens em estudo e de considerar apenas aqueles que são provavelmente mais importantes para o produto em análise, visto que contribuem para uma maior proporção ou volume do mesmo.

Também pode ser utilizado uma combinação entre as várias abordagens apresentadas. A abordagem seleccionada deve relacionar-se com os objectivos do estudo e o uso pretendido para os resultados do estudo. Os resultados devem ser avaliados dentro do contexto das limitações do estudo e não devem ser usados para sugestões ou conclusões mais abrangentes do que o inicialmente estipulado.

3.5 Aplicações da ACV à agricultura

A aplicação da análise de ciclo de vida às actividades agrícolas é relativamente recente, devido ao facto da metodologia clássica de ACV ter sido desenvolvida preferencialmente para uma avaliação dos impactes associados a produtos e processos industriais, não sendo directamente transponível para os processos de produção de alimentos (Haas et al., 2000). De forma a permitir uma avaliação eficiente e credível dos impactes ambientais associados aos vários processos agrícolas, devem ser levadas a cabo algumas alterações na metodologia clássica de ACV. As diferenças entre o sector agrícola e os sectores industriais, relativamente às necessidades de recursos e matérias-primas, à produção de resíduos, assim como as interacções entre o próprio sistema e o ambiente exterior são bastante significativas aquando da aplicação desta metodologia.

Muitos dos recursos utilizados na agricultura, tais como o solo, fertilizantes, sementes ou adubos, são produzidos no decorrer da própria actividade agrícola, ou seja, não há um consumo de recursos linear tal como nos processos industriais. Existem outras complexidades inerentes ao processo de ACV da agricultura, sendo uma das principais o uso do solo. É necessário considerar cuidadosamente o balanço de nutrientes do solo, como o azoto (N), o fósforo (P) e o potássio (K), através da aplicação de fertilizantes e da captação pelas plantas, mas isto implica recorrer a modelos de simulação adaptados ao contexto local (por exemplo, condições do solo, precipitação, altitude). A interligação existente entre muitos sistemas agrícolas é outro factor que dificulta a aplicação da ACV à agricultura, pois alterações num dos sistemas (por exemplo, cereais para ração animal) terão implicações noutros sistemas (neste caso nos sistemas de produção animal), aumentando o grau de complexidade da análise (Harris & Narayanaswamy, 2009).

A elevada variabilidade nos efeitos ambientais e problemas na recolha de dados, devidos à diversidade das unidades produtivas (cada uma com diferentes métodos de produção), são destacados por (Weidema & Meeusen, 2000).

Relativamente ao âmbito e objectivos da aplicação da metodologia de ACV à agricultura, a grande maioria dos estudos foca-se nos processos de produção e, portanto, as fronteiras do sistema são do tipo *cradle-to-gate*; e são estudos comparativos, considerando diferentes sistemas de produção agrícola, por exemplo, o sistema biológico em comparação com o sistema convencional (Hayashi et al., 2007).

(Kramer et al., 1999), considerando que os estudos de ACV na agricultura tinham incidido predominantemente na utilização de energia e, portanto, na emissão de CO₂, descurando as emissões de outros GEE, realizaram um estudo, utilizando dados médios, para calcular integralmente as emissões de CO₂, CH₄ e N₂O da produção agrícola holandesa, por meio da abordagem de ACV, com o objectivo de determinar o total de emissões de GEE por unidade física (1 kg) em várias culturas. Os autores concluíram que, no caso do trigo, por exemplo, as emissões de GEE não estão relacionadas exclusivamente com o uso de energia. A produção e

a aplicação de fertilizantes azotados, bem como as actividades mecanizadas de preparação do terreno e colheita eram importantes fontes geradoras de emissões.

(Haas et al., 2001) desenvolveram um estudo, na Alemanha, com o objectivo de comparar os impactes ambientais de 18 explorações mistas, com três níveis diferentes de intensidade de produção (sistema intensivo, orgânico e extensivo). Este estudo conclui que, para uma correcta avaliação dos impactes ambientais associados a diferentes sistemas agrícolas, as unidades funcionais devem ser determinadas de acordo com a categoria de impacte em questão, devendo por vezes ser consideradas múltiplas unidades funcionais para cada uma das categorias de impacte, pois dependendo das unidades funcionais consideradas, a ACV poderá apresentar resultados diferentes. Conclui também que aplicar a metodologia ACV a um só tipo de produto agrícola para avaliar os impactes ambientais dos diferentes níveis de intensidade de produção não é o mais adequado, pois os resultados obtidos não conseguem ser conclusivos.

Em (Bessou et al., 2012) é efectuada uma revisão da literatura relativa à aplicação de ACV aos sistemas de culturas permanentes, onde foram analisados mais de 100 artigos abrangendo 14 tipos de culturas. Os autores identificam uma grande variabilidade entre os estudos, relativamente à definição dos objectivos e âmbito, escolhas metodológicas e fontes de informação utilizadas. Apontam também algumas lacunas nas análises, particularmente no que toca à integração das especificidades das culturas permanentes ao longo do seu ciclo vegetativo.

A metodologia de ACV é actualmente aplicada à agricultura para comparar diferentes tipos de culturas agrícolas, assim como diferentes sistemas de produção animal. Nesta área, salienta-se a utilização de ACV na comparação de sistemas de produção convencional e biológico para produção de gado bovino, leite e criação de suínos. (Harris & Narayanaswamy, 2009) efectuaram uma revisão de literatura dedicada a este tema.

No âmbito da produção animal, um dos primeiros estudos de ACV foi realizado por Cederberg e Mattsson (2000), na Suécia, comparando os impactes ambientais da produção de leite através do sistema de produção convencional e do sistema de produção biológico. Os autores verificaram que a produção biológica implica uma redução no uso de pesticidas e fertilizantes minerais na produção das pastagens e forragens. No entanto, este sistema requeria áreas de pastagens maiores do que no sistema convencional. Apesar disso, tendo em conta a realidade sueca, com amplas áreas de pastagens, o sistema biológico é o mais favorável (Cederberg & Mattsson, 2000). Este estudo serviu para demonstrar que as actividades agrícolas estão fortemente dependentes do ambiente em que estão inseridas, não podendo ser considerado o sistema em estudo da mesma maneira que um processo industrial. Ou seja, a análise dos resultados de uma ACV agrícola deve ter em conta as condições e necessidades específicas da região a que se refere.

Os resultados da aplicação da metodologia ACV a práticas ou culturas agrícolas encontram-se fortemente dependentes da unidade funcional considerada no estudo. De Backer et al. concluem o mesmo no seu estudo, onde é comparada a produção de alho-francês nos sistemas convencional e biológico. O sistema biológico tem um melhor desempenho ambiental por hectare

de terreno. No entanto, a produtividade deste sistema é bastante inferior à verificada nos sistemas convencionais, o que faz com que, ao analisar o desempenho ambiental por kg de produto, se percam as vantagens apresentadas pelo sistema biológico e passe a ser o sistema convencional o mais favorável (de Backer et al., 2009).

A revisão efectuada permitiu concluir que os resultados de uma ACV à agricultura são fortemente afectados pelas escolhas iniciais efectuadas. A definição do âmbito e a análise do inventário são fases especialmente relevantes.

Quando se pretende avaliar o desempenho ambiental de culturas ou práticas agrícolas, devem ser consideradas mais que uma unidade funcional, por exemplo o hectare de terreno cultivado e a tonelada de produto obtida anualmente, para obter uma relação entre a eficiência ambiental e a produtividade das culturas. A produtividade anual das cultura influencia fortemente os resultados obtidos.

A análise deve incluir uma caracterização das explorações agrícolas e das regiões onde estas se encontram, identificando os problemas específicos de cada exploração. Os temas ambientais escolhidos para a avaliação devem-se enquadrar nas condições existentes no terreno, obtendo-se assim uma maior transparência nos resultados quando se comparam diferentes culturas, sistemas produtivos ou explorações, situadas em locais diferentes.

4. Análise Input-Output

4.1 Introdução

A análise input-output (IO) permite quantificar sistematicamente as relações entre vários sectores de um sistema económico complexo. O sistema económico pode ser de âmbito nacional, mundial, industrial ou reduzir-se apenas a uma empresa. A estrutura do processo de produção de cada sector de um sistema económico é representada por um vector de coeficientes estruturais que descreve, em termos quantitativos, as relações entre os inputs que absorve e os outputs que produz (Eurostat, 2008).

As origens do modelo input-output remontam a 1758, quando o economista francês François Quesnay (1694-1774) publicou o *Tableau Économique*, onde se esquematizam as transacções económicas associadas à produção de um só bem, neste caso um pão, desde o cultivo do trigo até ao consumidor final. Apesar de parecer bastante simples, permitia já dar a entender a complexidade associada ao processo de seguir apenas uma transacção económica. Permitted ainda demonstrar a utilidade prática de se conseguir descrever e analisar as interligações entre indústrias (Lopez, 2009).

O contributo seguinte para esta área foi dado por outro economista francês, Léon Walras (1834-1910), que em 1874 desenvolveu o modelo de equilíbrio geral, que considerava simultaneamente as condições de oferta e procura de todos os sectores económicos. Walras usou, neste seu trabalho, um conjunto de coeficientes de produção que relacionavam as quantidades de factores necessários para produzir uma unidade de um determinado produto com a produção total desse mesmo produto. A utilidade desta análise não foi, no entanto, reconhecida na altura, devido à grande necessidade de dados e a dificuldades em trabalhar com grandes quantidades de informação (Lopez, 2009).

As técnicas de análise input-output ganharam popularidade e aplicação prática com o trabalho desenvolvido pelo Professor Wassily Leontief, da Universidade de Harvard, que apresentou um sistema input-output da economia dos Estados Unidos da América e desenvolveu um quadro analítico mais rigoroso. Leontief apresentou, em 1936, o enquadramento teórico e as tabelas para a economia americana referentes aos anos de 1919 e 1929, no livro “The structure of the American Economy 1919-1929”. Seguidamente, publicou o seu primeiro livro dedicado à estrutura input-output da economia americana, em 1941, que seria revisto em 1951 com a apresentação da tabela input-output americana para 1939.

Leontief estava interessado em identificar a interdependência industrial dentro do sistema económico e em desenvolver um modelo matemático onde todas as ligações pudessem ser demonstradas e estimadas estatisticamente. Desde o seu primeiro trabalho, a análise input-output tornou-se o modelo inter-indústrias mais popular no mundo, e granjeou-lhe a atribuição do prémio Nobel da Economia em 1973.

Actualmente, a grande disponibilidade de informação económica detalhada e extensiva, o uso de sistemas informáticos e softwares sofisticados, e o facto do modelo IO representar pouco mais

que uma manipulação matricial de transacções económicas sectoriais, contribuem para um uso mais disseminado da metodologia, tanto a nível nacional como regional e até municipal.

4.2 Fundamentos do modelo Input-Output

O ponto de partida da análise IO é a classificação das actividades económicas em ramos de produção e de consumo, de modo a permitirem uma apreensão rápida da estrutura sectorial da economia. Para se produzir um determinado produto é necessário uma combinação específica de inputs, que por sua vez requerem outros inputs, e assim sucessivamente até se chegar à matéria-prima.

A tabela ou matriz input-output descreve as inter-relações entre os sectores de uma economia para um determinado período de tempo. Cada linha descreve a quantidade de output de cada sector que é distribuída pelos outros sectores e consumo final; e cada coluna indica a quantidade de inputs (primários e intermédios) necessária para produzir o output total desse sector.

O sistema IO, como descrito no capítulo 9 do Sistema Europeu de Contas Nacionais e Regionais (SEC95) consiste em três tipos de tabelas: quadros de recursos e de empregos e matrizes simétricas de input-output (European Communities, 1996).

4.2.1 Quadros de recursos e empregos: modelo IO rectangular

O modelo IO rectangular baseia-se nos quadros de recursos e empregos (QRE). O QRE é uma matriz rectangular de produtos por ramos que contém duas sub-matrizes: uma de recursos (ou oferta) e outra de empregos (ou usos). Os QRE descrevem uma relação de produtos com ramos de actividade, sendo possível destacar os produtos secundários de cada ramo.

A matriz de recursos (figura 10) é uma matriz do tipo produto por indústria e regista o fornecimento de bens e serviços por produto e por categoria de fornecedor, distinguindo a produção dos ramos de actividade nacionais e as importações.

Sector / Produto	Sectores			Importações	Total
	Agricultura	Indústria	Serviços		
Produtos da agricultura	Produção por produto e sector (matriz da produção)			Importações por produto	Oferta total por produto
Produtos da indústria					
Serviços					
Total	Produção total por sector			Importações totais	Oferta total

Figura 10 – Esquema simplificado de uma matriz de recursos. Adaptado de: (Eurostat, 2008)

As actividades principais dos sectores são reportados na diagonal da matriz de produção, enquanto que as actividades secundárias são reportadas nas restantes células da matriz. A

produção dos produtos característicos de cada sector representa o output primário e a produção de outros produtos não característicos do sector é o output secundário (Eurostat, 2008).

Na matriz de empregos (figura 11), a informação refere-se às utilizações dos bens e serviços, assim como às estruturas de custos dos ramos. Apresentam três tipos de informações:

- consumo intermédio por ramo de actividade nas colunas e por produtos nas linhas;
- consumo final com subdivisões das utilizações finais (despesas do consumo final, formação bruta de capital e exportação);
- componentes do valor acrescentado bruto, isto é, as remunerações dos empregados, outros impostos líquidos de subsídios sobre a produção, rendimento misto líquido, excedente de exploração líquido e consumo de capital fixo.

Sector Produtos	Sector			Usos finais			Total
	Agricultura	Indústria	Serviços	Consumo final	Formação bruta de capital	Exportações	
Produtos da agricultura	Consumo intermédio por produto e sector			Usos finais por produto e categoria			Empregos totais por produto
Produtos da indústria							
Serviços							
Valor acrescentado	Valor acrescentado por componente e sector						Valor acrescentado
Total	Uso total por sector			Usos finais totais por categoria			

Figura 11 – Esquema simplificado de uma matriz de empregos. Adaptado de: (Eurostat, 2008)

A *produção total por sector* na matriz de recursos deve ser igual ao *uso total por sector* no quadro de empregos.

Da mesma forma, a *oferta total por produto* no quadro dos recursos deverá ser igual aos *empregos totais por produto* no quadro de empregos.

As matrizes de recursos e empregos podem ser combinadas numa só matriz (figura 12). Nesta forma combinada, a matriz de produção do quadro de recursos é transposta para a correspondente matriz de sectores por produto, e a coluna relativa às importações do quadro de recursos também é transposta para uma linha.

		Produtos			Sectores			Usos finais			Total
		1	2	3	1	2	3	Consumo final	Formação bruta de capital	Exportações	
Produtos	1				Consumo intermédio por produto e sector			Usos finais por produto e categoria			Uso total por produto
	2										
	3										
Sectores	1	Produção dos sectores por produto									Produção total por sector
	2										
	3										
Valor Acrescentado					Valor acrescentado por componente e sector						Valor acrescentado total
Importações		Importações totais por produto									Importações totais
Total		Oferta total por produto			Produção total por sector			Usos finais totais por categoria			

 = não aplicável

Figura 12 – Esquema simplificado de uma matriz combinada de recursos e empregos. Adaptado de: (Eurostat, 2008)

Observam-se as seguintes igualdades:

$$\text{Output por sector} = \text{Input por sector}$$

$$\text{Oferta total por produto} = \text{Uso total por produto}$$

O output de cada indústria é igual à soma do consumo intermédio com o valor acrescentado. Para cada produto, a oferta (output + importações) iguala a soma do consumo intermédio com o consumo final, formação bruta de capital e exportações.

4.2.2 Matriz simétrica de input-output

Uma matriz simétrica é uma matriz do tipo produto por produto ou sector por sector que descreve os processos de produção doméstica e as transacções da economia nacional com grande detalhe. A matriz IO simétrica obtém-se rearranjando os QRE numa única tabela.

A grande diferença conceptual entre a matriz IO simétrica e a matriz combinada de recursos e empregos é que esta última relaciona produtos com indústrias, enquanto que a primeira relaciona produtos com produtos ou indústrias com indústrias, ou seja, utiliza-se uma classificação por produto ou actividade económica tanto nas linhas como nas colunas.

De uma forma geral, a estrutura de uma matriz input-output simétrica é a seguinte (figura 13):

		Procura intermédia						Procura final	Total da procura (outputs totais)
		1	2	...	j	...	n	Y	X
Sector 1	1	x_{11}	x_{12}	...	x_{1j}	...	x_{1n}		X_1
Sector 2	2	x_{21}	x_{22}	...	x_{2j}	...	x_{2n}	y_1	X_2
⋮	⋮	⋮	⋮		⋮		⋮
Sector i	i	x_{i1}	x_{i2}	...	x_{ij}	...	x_{in}	y_i	X_i
⋮	⋮	⋮	⋮		⋮		⋮
Sector n	n	x_{n1}	x_{n2}	...	x_{nj}	...	x_{nn}	y_n	X_n
Valor acrescentado	V	V_1	V_2	...	V_j	...	V_n		
Importações	M	M_1	M_2	...	M_j	...	M_n		
Total da oferta (inputs totais)	X	X_1	X_2	...	X_j	...	X_n		

Figura 13 – Esquema simplificado de uma matriz IO simétrica. Adaptado de: (European Communities, 1996), (Eurostat, 2008)

Onde:

- x_{ij} representa a produção do ramo i que se destina a ser utilizada como bem intermédio pelo ramo j (ou seja, o valor do input i consumido na produção do ramo j);
- Y representa o valor da produção de cada ramo i destinado à procura final. Fazem parte o consumo final público e privado, os investimentos ou formação bruta de capital fixo e as exportações;
- X_i representa a produção bruta do ramo i ;
- V_j representa os factores produtivos internos consumidos pelo ramo j ;
- M_j representa os bens intermédios importados consumidos pelo ramo j .

O valor total da produção é dado tanto na última coluna como na última linha da matriz. Na coluna, o valor é dado pela soma dos inputs intermédios com o valor acrescentado e importações. Nas linhas, o valor é dado pela soma dos consumos intermédios com os usos finais.

A combinação dos QRE em matrizes simétricas IO (simetrização) consiste na realização de um conjunto de transformações em cada um dos quadros por forma a converter ramos heterogéneos (produtores de produtos secundários para além do produto que dá nome ao ramo, designado por produto homólogo) em ramos “puros” (produzindo apenas o produto homólogo). Para efectuar esta simetrização podem utilizar-se as seguintes hipóteses alternativas (ou combinadas) (Dias & Domingos, 2011):

1. Hipótese da tecnologia do ramo: admite-se que a tecnologia de produção de cada produto varia consoante o ramo onde é efectivamente produzido e corresponde à tecnologia desse ramo, ou seja, cada ramo de actividade tem a sua tecnologia própria, independentemente da combinação de produtos que produz (tecnologia homogénea por ramos);

2. Hipótese da tecnologia do produto: admite-se que um dado produto tem sempre a mesma tecnologia de produção, independentemente do ramo onde é efectivamente produzido (tecnologia homogénea por produtos).

4.2.3 Matriz de coeficientes técnicos

O cálculo da matriz dos coeficientes técnicos é um passo fundamental na análise IO. É descritiva da estrutura de uma economia e permite medir os efeitos que uma alteração da procura final exerce no sistema considerado. Os coeficientes técnicos representam a quantidade do produto i necessária para produzir uma unidade do produto j , e são calculados através da divisão de cada input do ramo x_{ij} pelo output total de cada ramo X_j (Equação 1):

$$a_{ij} = x_{ij} / X_j \quad (\text{Equação 1})$$

onde,

- a_{ij} é o coeficiente técnico;
- x_{ij} representa o fluxo de output do ramo i para o ramo j ;
- X_j valor bruto da produção do ramo j .

A matriz dos coeficientes técnicos (A) tem a seguinte estrutura (tabela 8):

Tabela 8 – Matriz dos coeficientes técnicos

	Procura intermédia			
	1	2	j	n
1	a_{11}	a_{12}	a_{1j}	a_{1n}
2	a_{21}	a_{22}	a_{2j}	a_{2n}
i	a_{i1}	a_{i2}	a_{ij}	a_{in}
n	a_{n1}	a_{n2}	a_{nj}	a_{nn}

A matriz dos coeficientes técnicos representa as necessidades directas, ou seja, o output da primeira linha de fornecedores para o sector em questão. No entanto, um aumento na procura dessa primeira linha de fornecedores gera um aumento na procura dos seus fornecedores directos, e assim sucessivamente (efeito multiplicador).

Os coeficientes técnicos servem para:

- conhecer as relações directas entre sectores;
- prevê os efeitos directos de um aumento na procura final.

4.2.4 Matriz inversa de Leontief

Para calcular as necessidades directas e indirectas é necessário recorrer à matriz dos coeficientes de interdependência, ou matriz inversa de Leontief, designada pela expressão

$(I - A)^{-1}$. Esta matriz estabelece a relação entre a procura final Y e o valor da produção X , permitindo calcular os impactes totais (directos e indirectos) de uma variação da procura final de um determinado ramo económico, na produção de todos os outros ramos da economia. É, por isso, também designada por matriz dos multiplicadores.

A produção de cada ramo em função da procura é obtida por:

$$X = (I - A)^{-1}Y \quad (\text{Equação 2})$$

onde:

- X é a produção;
- I é a matriz identidade;
- A é a matriz dos coeficientes técnicos;
- Y é a procura final.

Cada elemento genérico da matriz $(I - A)^{-1}$ indica o valor de output do ramo i directa e indirectamente necessário para satisfazer uma unidade monetária da procura final destinada ao ramo j .

A soma dos elementos das colunas da matriz inversa é geralmente designada por *backward linkage* e a soma dos elementos das linhas é conhecida por *forward linkage*. A backward linkage indica a interligação de um sector com os seus sectores fornecedores, enquanto que a forward linkage indica a interligação com os seus sectores compradores .

Os elementos da diagonal da matriz inversa de Leontief são sempre superiores ou iguais à unidade, reflectindo o facto de que, para satisfazer uma nova procura do sector i de z unidades, será necessário, em geral, produzir mais do que z unidades do output i (procura final directa), dado que este output gera também a necessidade de inputs adicionais e assim sucessivamente.

4.3 Extensão da análise input-output a problemas ambientais

4.3.1 A análise de ciclo de vida input-output

Durante a década de 1970, foram analisados outros campos de aplicação da análise IO para além do económico, mais concretamente a análise dos impactes ambientais (Lope, 2009). Leontief propôs um primeiro modelo que consistia em adicionar uma nova linha e coluna à matriz de coeficientes técnicos A , de maneira a que cada novo coeficiente descrevesse a quantidade de poluente gerado por uma unidade monetária de produção, em cada sector. Uma vez calculada esta matriz, procedia-se ao cálculo da inversa de Leontief para obter a emissão total de poluente directa e indirectamente associada à procura final.

Esta nova abordagem foi bem aceite; no entanto, considerar os efeitos ambientais como uma variável endógena ao modelo representava um problema na altura, pois não existia capacidade computacional, ou era demasiado dispendiosa, para realizar os cálculos necessários (Lope, 2009).

A solução foi considerar as pressões ambientais como variáveis exógenas ao modelo IO, adicionando um vector que descrevesse as pressões ambientais de cada sector por unidade de produção total, através da seguinte expressão (Hendrickson et al., 1998):

$$P_i = E_i X = E_i (I - A)^{-1} Y \quad (\text{Equação 3})$$

onde:

P_i – são as pressões ambientais directas e indirectas associadas a uma produção X , que satisfaz uma procura final Y ;

$(I - A)^{-1}$ – é a matriz inversa de Leontief que descreve as necessidades directas e indirectas para produzir uma unidade em cada sector;

E_i – é o vector ambiental que descreve a pressão ambiental i por unidade de produção, para cada sector. Este vector é transformado numa matriz diagonal:

$$E = \begin{pmatrix} E1 & 0 & \dots & 0 & \dots & 0 \\ 0 & E2 & \dots & 0 & \dots & 0 \\ \dots & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & \dots & 0 & E_j & 0 & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & 0 \\ 0 & 0 & \dots & 0 & \dots & E_n \end{pmatrix}$$

Desta forma a extensão da análise IO é feita assumindo que a quantidade de pressões ambientais gerados por um sector é proporcional à sua produção. Um aumento na procura de determinado produto causa um aumento na produção do sector que fornece esse produto. Este sector necessita de fornecimentos de outros sectores, encarregados de obter a matéria-prima necessária à produção.

Deste modo contabilizam-se as pressões ambientais em cada uma destas transacções, ampliando-se os limites do sistema a toda a contabilidade nacional. Tendo em conta que o sistema económico nacional descreve todas as transacções económicas entre os sectores de um país, pode-se definir esta extensão do modelo IO como uma análise de ciclo de vida – input-output (ACV-IO), pois todos os processos, desde a extracção de matérias-primas até à produção para satisfazer a procura final, são considerados na análise (Lope, 2009).

4.3.2 Vantagens e limitações da ACV-IO

A análise de um produto através da metodologia de ACV-IO oferece várias vantagens relativamente à ACV convencional. A quantidade de dados necessários para aplicar a ACV-IO, bem como o nível de detalhe requerido é consideravelmente menor, o que representa uma análise mais rápida com menor uso de recursos. Adicionalmente, muitos dos dados necessários para a aplicação da ACV-IO são compilados e disponibilizados ao público por organismos públicos de estatística.

Uma das limitações da ACV prende-se com a definição das fronteiras do sistema analisado, que pode resultar em omissões no estudo que influenciam de maneira notável os resultados finais (Suh et al., 2004). A ACV-IO elimina esta necessidade, ao ter em conta todas as inter-relações entre sectores de uma economia. A ACV convencional considera apenas as emissões ocorridas dentro do sistema estabelecido – por exemplo, na avaliação do ciclo de vida de um carro estão incluídas as emissões resultantes da montagem do carro, desde a produção do aço utilizado, incluindo as emissões resultantes da produção de energia usada na fábrica do aço, mas pode não ser considerada a energia necessária para extrair o carvão que é usado na central energética da fábrica de aço.

A ACV-IO procura resolver este problema ao utilizar as tabelas IO para seguir os fluxos de produtos e serviços ao longo da economia. Ao conjugar informação sobre o consumo de recursos e emissões com as matrizes IO, é possível desenvolver um modelo que abrange toda a cadeia de actividades económicas envolvida na produção de um determinado bem ou serviço, e os fluxos de materiais e energia que a acompanham. A capacidade da ACV-IO para evitar erros de truncamento, por exemplo, erros causados pela omissão de emissões relacionadas com processos ocorrentes fora das fronteiras do sistema, encontra-se descrita por Lenzen, que afirma que a ACV convencional pode sofrer de erros de até 50% (Lenzen, 2000).

A ACV-IO é frequentemente usada como ferramenta de rastreio, ao permitir estimar a importância relativa do uso indirecto de recursos ou de emissões indirectas, podendo ainda demonstrar a necessidade de dados adicionais ou dados de melhor qualidade para um determinado sector, ou servir como auxiliar na escolha das fronteiras do sistema (Lifset, 2009).

Apesar das vantagens deste tipo de análise em relação a outros, é importante destacar as limitações da ACV-IO, que deverão ser consideradas no decorrer de qualquer análise e na interpretação dos resultados.

As limitações da análise IO devem-se, fundamentalmente, às hipóteses assumidas no modelo. De facto, este tipo de modelação possui um conjunto de pressupostos de algum modo redutores, nomeadamente decorrentes da consideração de coeficientes fixos, de rendimentos de escala constantes, da homogeneidade assumida na produção de cada sector e, em geral, da determinação exógena da procura final. Por outro lado, assume-se a não existência de restrições de capacidade, ou seja, que a oferta é supostamente infinita e perfeitamente elástica.

A ACV-IO considera ou que a quantidade de bens importados é desprezável para a análise, ou que os países exportadores produzem os seus bens utilizando tecnologias e uma estrutura económica semelhantes à do país em análise, podendo assim ser considerados bens nacionais (Suh, 2004). Este pressuposto poderá afastar-se bastante da realidade, uma vez que grande parte dos bens são produzidos por países em vias de desenvolvimento cujas estruturas económica e tecnológica poderão diferir bastante de outros países. No entanto, para lidar com este problema surgiram os modelos IO multiregionais, que serão abordados na próxima secção.

A ACV-IO baseia-se nas matrizes simétricas de input-output, que apresentam diferentes produtos ou sectores agregados por ramos de actividade económica, o que significa que a resolução da análise ou nível de detalhe é menor que o da ACV convencional. Esta agregação apresenta outra limitação, pois a análise assume que todos os sectores que compõem um ramo de actividade são homogéneos, produzindo o mesmo bem ou serviço, e originando os mesmos efeitos ambientais e socioeconómicos. Ou seja, a ACV-IO será apropriada para comparar produtos agregados e díspares, que sejam muito aproximados ao sector económico a que pertencem, mas não para comparar produtos heterogéneos dentro de um sector, ou produtos que difiram consideravelmente da produção representativa de um sector, e ainda produtos totalmente novos (Joshi, 1999).

No sentido de colmatar esta questão, nomeadamente no que se refere à hipótese de cada ramo (sector ou indústria) produzir apenas um único produto, foram desenvolvidos os modelos IO rectangulares, com o quadro de entradas e saídas rectangular (quadro combinado de recursos e empregos ou matriz *supply and use*), que considera o facto de um ramo (sector ou indústria) produzir mais do que um produto (Eurostat, 2008).

Outra desvantagem da ACV-IO prende-se com o facto de não capturar as pressões ambientais associadas às fases de uso e de fim-de-vida do produto (Joshi, 1999).

A metodologia deve ser desenvolvida para cada região ou zona de estudo, utilizando as tabelas IO juntamente com fontes de informação ambiental para cada sector económico definido nas tabelas. No entanto, são poucos os países que produzem dados ambientais correlacionados com as tabelas IO (Suh & Huppel, 2005).

Por último, a possibilidade de trabalhar um conjunto vasto de dados com a análise IO deve ser vista, por um lado, como uma vantagem e, por outro, como uma desvantagem, na medida em que, normalmente, ocorrem problemas associados à precisão e actualização dos dados disponíveis. Uma vez que as matrizes IO são publicadas com pouca periodicidade, os resultados da análise não irão reflectir mudanças nas tecnologias de produção (avanços tecnológicos ou utilização de tecnologias mais eficientes).

4.4 Modelos IO multi-regionais

Tradicionalmente, as tabelas IO são construídas para economias a nível nacional. Estes modelos IO nacionais assumem que os bens e serviços importados são produzidos com o mesmo tipo de tecnologia que a do sector do país importador. Esta abordagem não permite uma distinção entre diferentes tecnologias de produção. No entanto, as importações de um país têm origem numa série de diferentes países de diferentes regiões do mundo, com estruturas de produção diferentes e, conseqüentemente, intensidades de emissão de poluentes e de uso de recursos diferentes (Wiedmann, 2009a).

O consumo causa impactes ambientais directos e indirectos, e quando a produção ocorre no mesmo país do consumo, poder-se-ão usar políticas governamentais para tentar regular os impactes ambientais. Com a crescente globalização e crescente proporção de produtos importados no consumo, é cada vez mais crítico regular a poluição incorporada no comércio internacional para mitigar os níveis globais de poluição. Há, portanto, cada vez mais interesse em estudar os efeitos do comércio sobre o ambiente (Jayadevappa & Chhatre, 2000).

A resposta a este desafio passa por aplicar modelos IO multi-regionais, onde são distinguidos vários países e regiões e onde são internalizados no consumo intermédio os fluxos de trocas internacionais. Desta forma é possível analisar as interdependências entre sectores de diferentes países, com diferentes tecnologias de produção e diferentes intensidades poluentes. Foi já demonstrado que podem existir diferenças substanciais nos resultados, ao comparar análises IO de energia e CO₂, considerando uma só região ou várias regiões (Lenzen et al., 2004), o que valida a extensão da análise a muitas regiões.

A análise IO multi-regional é cada vez mais usada para estudar as implicações ambientais do consumo, incluindo as trocas entre diferentes países, representando os aspectos globais do consumo (Hertwich & Peters, 2009); (Wiedmann, 2009a); (Wiedmann, 2009b).

A característica única dos modelos IO multi-regionais é permitir seguir o fluxo de um produto típico dos sectores económicos, quantificando as contribuições de diferentes sectores económicos em diferentes países. Oferece uma descrição das cadeias de fornecedores globais dos produtos consumidos.

Os modelos multi-regionais completos combinam as matrizes dos coeficientes técnicos domésticos com matrizes de importação de vários países, ou regiões, formando uma grande matriz de coeficientes, o que permite capturar as trocas entre todos os parceiros numa cadeia de fornecedores. Se se conhecerem as emissões, o consumo de água ou energia (por exemplo) dos sectores industriais em cada país, é possível quantificar as pegadas ambientais dos produtos.

4.4.1 Aplicação do modelo IO multi-regional à análise de pressões ambientais

De seguida descreve-se a teoria dos modelos IO multi-regionais, baseada em (Mcgregor et al., 2004) com um caso simplificado de duas regiões, mas que é directamente extensível a múltiplas regiões.

Partindo da equação básica da análise input-output,

$$X = (I - A)^{-1}Y \quad (\text{Equação 2}),$$

temos que num modelo com duas regiões a produção X necessária para satisfazer a procura doméstica (x_{11} ou x_{22}) ou a procura na outra região (x_{12} e x_{21}) é dada por:

$$\begin{pmatrix} x_{11} & x_{12} \\ x_{21} & x_{22} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} I - A_{11} & -A_{12} \\ -A_{21} & I - A_{22} \end{pmatrix}^{-1} \begin{pmatrix} y_{11} & y_{12} \\ y_{21} & y_{22} \end{pmatrix} \quad (\text{Equação 4})$$

A procura final y está separada em procura final na região 1 por produtos produzidos na região 1 (y_{11}) e exportações da região 1 para a região 2 (y_{12}). De modo semelhante, a procura final para a região 2 está dividida em exportações da região 2 para a região 1 (y_{21}) e procura doméstica na região 2 (y_{22}). A matriz $(I - A)^{-1}$ é a matriz inversa de Leontief inter-regional, que está particionada para cada região em consumo de origem doméstica ou importado.

Em termos de aplicação a problemas ambientais, aplica-se a equação 3

$$P_i = E_i (I - A)^{-1} Y \quad (\text{Equação 3})$$

da seguinte forma:

$$\begin{pmatrix} Py_{11} & Py_{12} \\ Py_{21} & Py_{22} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} E_1^x & 0 \\ 0 & E_2^x \end{pmatrix} \cdot \begin{pmatrix} I - A_{11} & -A_{12} \\ -A_{21} & I - A_{22} \end{pmatrix}^{-1} \cdot \begin{pmatrix} y_{11} & y_{12} \\ y_{21} & y_{22} \end{pmatrix} \quad (\text{Equação 5})$$

onde Py_{11} é uma submatriz que descreve as pressões ambientais resultantes das actividades de produção da região 1 necessárias para satisfazer a procura final da região 1, enquanto que Py_{21} é a submatriz das pressões ambientais resultantes da produção da região 2 necessária para satisfazer a procura final na região 1. A sua soma dará as pressões ambientais totais associadas à procura final da região 1:

$$Py_1 = Py_{11} + Py_{21} \quad (\text{Equação 6})$$

Da mesma forma, as pressões ambientais totais associadas à procura final da região 2 são:

$$Py_2 = Py_{22} + Py_{12} \quad (\text{Equação 7})$$

Estendendo ao caso de múltiplas N regiões, para Py_1 tem-se:

$$Py_1 = Py_{11} + Py_{21} + \dots + Py_{n1} \quad (\text{Equação 8})$$

5. Metodologia

5.1 Abordagem geral

Neste trabalho foram seguidos vários passos metodológicos para a sua execução e cumprimento dos objectivos propostos. Os passos seguidos consistem na definição dos objectivos, pesquisa bibliográfica e escolha do método de análise.

Na pesquisa bibliográfica procurou obter-se o suporte científico necessário à escolha dos métodos de análise e contribuir para a clarificação das metodologias escolhidas. A pesquisa incidiu maioritariamente sobre as áreas da ACV, análise IO, modelos IO com aplicações ambientais, modelos IO multi-regionais, avaliação ambiental de sectores económicos, efeitos ambientais da agricultura e boas práticas agrícolas. Serviu também para fazer o levantamento das fontes de informação disponíveis e, conseqüentemente, seleccionar as mais adequadas.

Na escolha do método de análise foi necessário ponderar o tempo disponível para realizar a dissertação com a necessidade de obtenção de resultados ambientalmente significativos, e claros o suficiente para permitir avaliações relativamente rápidas, sempre tendo em conta o cumprimento dos objectivos propostos.

Para uma caracterização geral ambiental do sector agrícola em Portugal optou-se pela aplicação do método EcoBlok, em conjunto com uma análise das matrizes IO nacionais. Esta metodologia permite hierarquizar as pressões ambientais mais relevantes, identificando pontos marcantes e as pressões ambientais mais significativas, de uma maneira relativamente expedita. A análise às matrizes IO foi essencial para distinguir entre as pressões ambientais incluídas na importação das pressões decorrentes da produção doméstica, para a caracterização do sector agrícola face ao total da economia portuguesa, e ainda para comparar a situação de Portugal face ao resto do mundo.

5.2 Método para cálculo das pressões ambientais da agricultura

Para caracterizar as pressões ambientais decorrentes da agricultura recorreu-se ao cálculo dos seis indicadores propostos pela metodologia EcoBlok.

A recolha de informação é um passo crucial para a concretização dos objectivos de qualquer análise. Existem diversas fontes de informação, mas as metodologias usadas na obtenção dos dados, a qualidade, o nível de detalhe e a cobertura dos dados diferem entre as fontes, e por vezes até dentro da própria fonte. Na recolha de dados para o cálculo dos indicadores ambientais procurou-se sempre abranger o máximo de informação possível de forma consistente, tendo como princípio básico a utilização de dados provenientes do menor número de fontes possível – preferencialmente de uma só fonte, de forma a minimizar os erros.

Este objectivo acabou por ser concretizado usando como fonte de informação a *World Input-Output Database* (WIOD), um projecto financiado pela Comissão Europeia no âmbito do 7º

Programa-Quadro, com o apoio institucional da OCDE e da Organização Mundial do Comércio. Os pressupostos utilizados, as metodologias de recolha de dados e de construção de conjuntos de informação encontram-se bem descritas neste projecto, e o tipo de dados cobre significativamente as necessidades da análise pretendida. Tem ainda a vantagem de apresentar informação padronizada para um conjunto de 40 países, mais o resto do mundo, o que permitiu analisar comparativamente Portugal com o resto do mundo.

De seguida descrevem-se as características do projecto WIOD. Nas secções seguintes serão descritos o método EcoBlok e a sua aplicação nesta dissertação, com a metodologia de cálculo de cada um dos seis indicadores.

5.2.1 O projecto *World Input-Output Database (WIOD)*

O projecto *World Input-Output Database (WIOD)*, que decorreu entre Maio de 2009 e Maio de 2012, foi desenvolvido com o objectivo de analisar os efeitos da globalização sobre as trocas e padrões comerciais, sobre as pressões ambientais e sobre o desenvolvimento sócio-económico. Teve como resultado a publicação de uma base de dados, que cobre os 27 países da União Europeia e ainda outros 13 países, entre 1995 e 2009. A base de dados, de acesso livre, está disponível para download em www.wiod.org. Compreende séries temporais de:

- Tabelas mundiais:
 - Tabelas de recursos e empregos internacionais, com os usos finais divididos em uso doméstico e importações por país (35 indústrias por 59 produtos);
 - Tabelas IO mundiais (35 indústrias, indústria por indústria)
 - Tabela IO inter-regional para seis regiões (35 indústrias, indústria por indústria)
- Tabelas nacionais:
 - Tabelas de recursos e empregos nacionais (35 indústrias por 59 produtos);
 - Tabelas IO nacionais (35 indústrias, indústria por indústria)
- Contabilidade ambiental
 - Consumo de energia por sector e recurso energético;
 - Emissões de CO₂ por sector e recurso energético;
 - Emissões para o ar por sector e poluente;
 - Uso do solo, uso de materiais e consumo de água, por tipo e sector
- Contabilidade sócio-económica.

A lista de países abrangidos pela WIOD encontra-se na tabela 9.

Tabela 9 – Países abrangidos pela WIOD

União Europeia		América do Norte	Ásia e Pacífico	América Latina
Alemanha	Hungria	Canadá	Austrália	Brasil
Áustria	Irlanda	EUA	Coreia do Sul	México
Bélgica	Itália		China	
Bulgária	Letónia		Índia	
Chipre	Lituânia		Indonésia	
Dinamarca	Luxemburgo		Japão	
Eslováquia	Malta		Rússia	
Eslovénia	Polónia		Taiwan	
Espanha	Portugal		Turquia	
Estónia	República			
Finlândia	Checa			
França	Roménia			
Grécia	Reino Unido			
Holanda	Suécia			

Os conteúdos, a metodologia e as fontes da WIOD podem ser consultados em (Timmer, 2012).

No Anexo 1 encontra-se a correspondência entre a classificação dos sectores económicos usada na WIOD e a CAE.

Para o cálculo dos indicadores EcoBlok recorreu-se às tabelas de contabilidade ambiental da WIOD. Toda a metodologia e fontes de informação usadas para compilar estas tabelas encontra-se descrita em (Genty et al., 2012), disponível em www.wiod.org.

Dentro da contabilidade ambiental, foram usadas, para o cálculo das pressões ambientais, as tabelas de emissões de CO₂, de emissões para o ar, de uso do solo, de uso de materiais e de consumo de água.

- As emissões para o ar cobrem sete poluentes: N₂O, CH₄, NO_x, SO_x, NH₃, COVNM e CO, expressos em toneladas. As emissões de CO₂ são expressas em milhares de toneladas.
- As tabelas de uso de materiais cobrem duas categorias, por tipo de material, expressas em 1000 toneladas:

- Extracção doméstica usada: representa a quantidade de recursos extraídos que entram no sistema económico para processamento ou consumo directo;

- Extracção doméstica não usada: refere-se a materiais extraídos que nunca entram no sistema económico; inclui a camada de terra removida nas actividades mineiras (*overburden*) e perdas de madeira no abate de florestas.

Os tipos de materiais estão apresentados no Anexo 2.

- As tabelas de uso do solo da WIOD apresentam apenas quatro categorias de uso do solo, expressos em 1000 ha: *terras aráveis*, *culturas permanentes*, *pastagens permanentes* e *área florestal produtiva*. Na área florestal produtiva só é contabilizada a

área de floresta que tenha fins económicos, ou seja, não são contabilizadas as áreas protegidas.

Apesar de não existirem dados a nível internacional para a área construída, categoria de uso do solo que está em falta na WIOD, as categorias consideradas representam a maior parte da área utilizada pelas actividades humanas (Genty et al., 2012).

- As tabelas de consumo de água seguem os conceitos de água azul, água verde e água cinzenta (blue water, green water, grey water) da Pegada Hídrica (Water Footprint) (Hoekstra et al., 2011). São portanto apresentados os consumos de água por tipo, expressos em milhares de metros cúbicos:

- Água azul: consumos de águas superficiais e subterrâneas;
- Água verde: volume de água da chuva consumido, maioritariamente na produção agrícola;
- Água cinzenta: volume de água doce necessária para assimilar a carga de poluentes, com base nos níveis de qualidade da água existentes.

5.2.2 O método EcoBlok

O método EcoBlok (Melo & Pegado, 2002) pretende avaliar o desempenho ambiental de qualquer produto (bem ou serviço), projecto ou organização, através de um conjunto de seis indicadores de desempenho ambiental. O método segue uma abordagem de ciclo de vida, permitindo comunicar informação ambiental de uma forma padronizada ao longo da cadeia produtiva.

O método EcoBlok baseia-se em seis indicadores, de fácil compreensão e recolha de informação. Os indicadores descrevem pressões ambientais, de acordo com o modelo DPSIR (OCDE, 1993); (EEA, 2005). Este tipo de indicador foi adoptado porque é de mais fácil medição e padronização, e providencia informação ambiental significativa. Os indicadores EcoBlok descrevem o uso de recursos naturais e emissão de poluentes. São eles:

- Captação de água (WA);
- Extracção de recursos (excepto água) (RE);
- Uso do solo (LU);
- Emissão de gases com efeito de estufa (GHG);
- Poluição do ar (PA);
- Poluição da água e solo (PWL);

Para determinados propósitos analíticos, é possível agregar os indicadores num único índice, o índice EcoBlok, convertendo os indicadores na mesma unidade convencional: área global, inspirada no conceito da Pegada Ecológica (Wackernagel & Rees, 1996).

Cada indicador EcoBlok é calculado através de uma ou mais variáveis, ponderadas por um factor de equivalência (feq) que expressam o significado ambiental de cada variável. O factor de

equivalência é baseado em critérios objectivos, técnicos ou regulamentares. Os indicadores têm o formato geral descrito na seguinte equação (equação 9):

$$I_i = \sum Q_{ij} \cdot feq_{ij} \quad (\text{Equação 9})$$

em que:

I_i - indicador EcoBlok i expresso em unidades equivalentes;

Q_{ij} - quantidade mensurável da variável j para o indicador i;

feq_{ij} - factor de equivalência da variável j para o indicador i.

Na Tabela 10 apresenta-se um resumo dos indicadores EcoBlok e do seu significado.

Tabela 10 – Indicadores EcoBlok e critérios de cálculo

Indicadores	Definição	Factores considerados
Captação de água	Água extraída da natureza, deduzido o retorno em qualidade e localização equivalente	Intensidade de exploração dos recursos hídricos
Extracção de recursos	Recursos biológicos ou minerais, excepto água, extraídos da natureza	Renovabilidade e disponibilidade dos materiais
Uso do solo	Área ocupada ou utilizada	Valor ecológico e social do território; papel na regulação do ciclo hídrico; práticas agrícolas
Emissão de GEE	Emissão de gases com efeito de estufa	Potencial de aquecimento global
Poluição do ar	Emissão de poluentes para a atmosfera, excepto GEE	Toxicidade ou perigosidade equivalente
Poluição da água e solo	Emissão de poluentes para o meio hídrico e para o solo	Toxicidade ou perigosidade equivalente

5.2.3 Captação de Água (WA)

Este indicador depende de:

- Quantidade de água extraída de uma fonte natural;
- feq: intensidade de uso do recurso.

O feq para este indicador pode ser obtido pela razão entre a quantidade de água captada e a quantidade sustentável de extracção (equação 10). Se a razão for superior a 1, a captação está acima do limite sustentável.

$$feq = Q_{\text{captado}} / Q_{\text{sustentável}} \quad (\text{Equação 10})$$

Uma abordagem similar é usada no método *Ecological Scarcity* (Frischknecht et al., 2009), que aplica factores de diferenciação espacial ao consumo de água, atribuindo pesos maiores a regiões onde o stress hídrico é mais elevado.

Na ausência de informação sobre extracção sustentável, usa-se a intensidade de exploração, ou seja, calcula-se a razão entre a quantidade de água captada e a quantidade naturalmente disponível (equação 11).

$$\text{Intensidade de exploração} = Q_{\text{captado}} / Q_{\text{disponível}} \quad (\text{Equação 11})$$

Segundo a OCDE, uma intensidade de exploração superior a 10% pode ser ambientalmente insustentável (dependendo do tipo de ecossistema e tipo de uso humano) (OCDE, 2003) e, portanto, qualquer exploração acima desse nível é penalizada. Os factores de equivalência para a captação de água encontram-se na tabela 11.

Tabela 11 – Factores de equivalência para o indicador captação de água (feq_{WA})

$Q_{\text{captado}} / Q_{\text{sustentável}}$	Intensidade de exploração	feq_{WA}
≤ 1	$\leq 10\%$	1
> 1	$> 10\%$	$Q_{\text{captado}} / Q_{\text{sustentável}}$ ou $10 \cdot IE$

IE – Intensidade de exploração

A informação necessária para calcular os factores de equivalência para Portugal e resto do mundo foi obtida da base de dados AQUASTAT da FAO. Foi recolhida informação relativa à intensidade de exploração dos recursos hídricos para 169 países e foram definidos os respectivos feq . Os valores encontram-se no Anexo 3.

O feq para a categoria “Resto do mundo” das matrizes IO foi calculado efectuando uma média dos feq de 129 países (169 países – 40 países cobertos pela WIOD) ponderada pela proporção de água captada em cada país no total de água captada no conjunto dos países.

A quantidade de água extraída usada no cálculo deste indicador foi retirada das tabelas de consumo de água da WIOD, usando as quantidades referentes à *blue water*.

5.2.4 Extração de recursos (RE)

Este indicador de extração de recursos integra:

- Quantidade de material removido do local de extração primária;
- feq : duração do stock e grau de renovabilidade.

O factor de equivalência tem em conta a renovabilidade e abundância dos recursos, penalizando o uso de recursos mais escassos da seguinte maneira:

- A um recurso com uma duração de stock de 100 anos ou mais (e.g. produtos agrícolas, calcário) é atribuído um feq igual a 1;
- Para um recurso com uma duração de stock inferior a 100 anos (e.g. madeira de florestas primárias, petróleo), o feq atribuído é a razão entre 100 e a duração do stock em anos;
- Materiais reciclados ou reutilizados têm um feq igual a zero.

A duração dos stocks depende do mercado, tecnologia, preço e procura. Considera-se como stock existente os recursos disponíveis passíveis de serem explorados de forma legal, economicamente rentável e ambientalmente aceitável.

A tabela 12 apresenta os factores de equivalência para este indicador.

Tabela 12 – Factores de equivalência para o indicador Extracção de recursos

Duração do stock	feqRE
≥ 100 anos	1
< 100 anos	100 / anos de duração do stock

Os feq utilizados foram os constantes no Guia EcoBlok (Macedo et al., 2005) e são apresentados no Anexo 3.

Para fazer a correspondência entre os recursos da lista Ecoblok e os grupos de materiais da WIOD foram dados os seguintes passos: calcular a média de extracção doméstica de recursos para todos os países Eurostat entre 2000 e 2008; achar a proporção para cada tipo de recurso; aplicar essa proporção aos grupos de materiais da WIOD e atribuir os feq com base nessa proporção.

5.2.5 *Uso do solo (LU)*

O solo não é consumido pelas actividades económicas, mas a sua apropriação para um determinado tipo de uso poderá inviabilizá-lo para outros usos, presentes ou futuros. Este indicador de uso do solo baseia-se em:

- Área de solo ocupado por determinada actividade;
- feq: relacionado com a intensidade do uso do solo, contabilizando valores ecológicos, sociais e serviços ambientais.

O feq, compreendido entre 0 e 10, depende da avaliação de três critérios:

1. Serviços ambientais prestados pelo solo: serviços como regulação do ciclo hídrico e diversidade biológica são avaliados pela quantidade de área classificada como área protegida;
2. Práticas agrícolas: práticas como o tipo de agricultura tradicional permanente ou a agricultura biológica, que se prove não contribuam para uma degradação do solo, são assumidas como sustentáveis e favorecidas, em detrimento de práticas insustentáveis que conduzam a processos de degradação do solo;
3. Grau de destruição do solo: considera a construção de áreas urbanas e outras infra-estruturas como vias de comunicação, actividades extractivas, barragens e aterros; a destruição recente de solo de boa qualidade é penalizada, enquanto que a destruição de solo de qualidade inferior ou mais antiga não é considerada tão severa.

A tabela 13 resume os critérios de avaliação do feq e respectivos valores.

Tabela 13 – Factores de equivalência para o indicador uso do solo

Critérios	feq _{LU}
Solo prestador de serviços ambientais e culturais, classificado como área protegida	0 < feq _{LU} < 1
Solo com ocupação humana sustentável	1
Solo sujeito a práticas agrícolas insustentáveis	1 < feq _{LU} < 4
Solo destruído antes de 1972	4
Solo destruído após 1972, dependendo da data de destruição e da qualidade do solo	4 < feq _{LU} < 10

As tabelas de uso do solo da WIOD apresentam apenas três categorias de uso do solo: *área agrícola*, *área florestal* e *outras áreas*. A área agrícola é ainda decomposta em *terras aráveis*, *culturas permanentes* e *pastagens permanentes*. A atribuição de feq às categorias de uso do solo da WIOD foi a seguinte (tabela 14):

Tabela 14 – Feq para as categorias de uso de solo contempladas na WIOD

	Terras aráveis	Culturas permanentes	Pastagens permanentes	Área florestal
Feq	2,6	1,6	1,3	1

5.2.6 Emissão de GEE (GHG)

Este indicador, também relacionado com o uso de energia, depende de:

- A quantidade de GEE emitida;
- feq: baseia-se no potencial de aquecimento global de cada gás.

A estimativa e a agregação dos GEE são feitas de acordo com as orientações do Painel Intergovernamental para as Alterações Climáticas (IPCC). Os feq encontram-se no Anexo 3.

A informação para o cálculo foi retirada das tabelas de emissão de CO₂ e das emissões para o ar da WIOD.

5.2.7 Poluição do Ar (PA) e Poluição da Água e Solo (PWL)

Estes dois indicadores EcoBlok compreendem as emissões tóxicas e ecotóxicas para o ar e para a água e solo. Os indicadores possuem a mesma abordagem de cálculo, integrando:

- Quantidade da substância perigosa emitida para o ar e para a água e solo, respectivamente;
- feq: definido com base na perigosidade de cada substância.

O método EcoBlok escolheu o Regulamento PRTR (Pollutant Release and Transfer Register, em português Registo de Emissões e Transferências de Poluentes) (UNECE, 2003) como lista de poluentes utilizada e como base para o cálculo dos factores de equivalência, utilizando os limiares de emissão constantes no PRTR. Os factores de equivalência são calculados dividindo

um limiar de referência pelo limiar de cada poluente (equação 12), e reflectem a perigosidade relativa de cada substância; quanto mais elevados, maior o perigo. O método EcoBlok escolheu, como poluentes de referência, os óxidos de azoto (NOx) para o ar e o azoto total (N) para a água e solo.

$$feq_{ij} = L_{REF i} / L_{ij} \quad (\text{Equação 12})$$

onde:

feq_{ij} = factor de equivalência para o poluente j, indicador i (i=PA ou PWL)

$L_{REF i}$ = limiar de emissão para o poluente de referência do indicador i

L_{ij} = limiar de emissão para o poluente j, indicador i

Não foi possível obter informação consistente para o cálculo do indicador PWL. Isto representa uma lacuna no estudo, uma vez que se espera que este indicador tenha bastante influência na caracterização ambiental do sector agrícola.

Para o indicador PA foram usadas as tabelas de emissões para o ar do WIOD, usando os seguintes poluentes: óxidos de azoto (NOx), óxidos de enxofre (SOx), amoníaco (NH3), compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVnM) e monóxido de carbono (CO). Em anexo encontra-se a lista de poluentes e respectivos factores de equivalência (Anexo 3).

5.3 Análise Input-Output

Para comparar Portugal com o resto do mundo recorreu-se à análise da matriz IO mundial da WIOD. Escolheu-se o ano mais recente da série, ou seja, 2009. Todos os valores estão em dólares americanos (US\$), a preços correntes.

Simplificadamente, a matriz IO mundial apresenta a estrutura da figura 14. Aqui é ilustrado o exemplo simples com três regiões: os países A e B e o resto do mundo (RoW). Na matriz IO mundial da WIOD estão 41 regiões (40 países mais RoW), mas a estrutura básica é a mesma.

Para cada país, as linhas de consumo intermédio estão divididas em consumo de origem doméstica e consumo de importações. Assim, é possível discriminar a origem das importações por sector e país, e ver o destino e uso das exportações de cada país.

Com esta combinação de fluxos nacionais e internacionais de produtos é possível analisar as cadeias de produção globais e os seus efeitos ambientais.

O método de análise é semelhante ao utilizado na análise de matrizes nacionais, apenas dificultada pelo maior volume de dados.

As pressões ambientais são calculadas aplicando-se a Equação 3:

$$P_i = E_i (I - A)^{-1} Y \quad (\text{Equação 3})$$

onde:

P_i – são as pressões ambientais directas e indirectas associadas a uma produção X , que satisfaz uma procura final Y ;

$(I - A)^{-1}$ – é a matriz inversa de Leontief que descreve as necessidades directas e indirectas para produzir uma unidade em cada sector;

E_i – é o vector ambiental que descreve a pressão ambiental i por unidade de produção, para cada sector (intensidade de emissões ou de uso de recursos).

Portanto o próximo passo foi obter cada um destes elementos da equação.

Os vectores ambientais são constituídos por cada indicador EcoBlok. Após o cálculo dos indicadores EcoBlok (excepto o indicador PWL por ausência de informação) para cada sector dos 40 países + resto do mundo, foi possível obter os valores de E_i , dividindo cada indicador pela produção total de cada sector, em cada país analisado. Em forma matricial, E é uma matriz com os valores do vector E_i na diagonal e zeros nos restantes elementos.

Ao multiplicar a matriz E pela inversa de Leontief, obtém-se uma matriz de coeficientes ponderados, onde cada elemento representa a quantidade de recurso necessário ou poluente emitido pelo sector i para produzir uma unidade do sector j . Para calcular as pressões ambientais directas e indirectas associadas à procura final, por sector, a matriz dos coeficientes ponderados é multiplicada pelo vector da procura final, dividido entre procura final doméstica e procura final para exportações (ver secção 4.4.1).

		País A	País B	RoW	País A	País B	RoW	Total
		Procura intermédia			Procura final			
		Sectores	Sectores	Sectores				
País A	Sectores	Consumo da produção doméstica	Consumo por B das exportações de A	Consumo por RoW das exportações de A	Consumo final da produção doméstica	Consumo por B das exportações de A	Consumo por RoW das exportações de A	Output de A
País B	Sectores	Consumo por A das exportações de B	Consumo da produção doméstica	Consumo por RoW das exportações de B	Consumo final por A das exportações de B	Consumo final da produção doméstica	Consumo por RoW das exportações de B	Output de B
RoW	Sectores	Consumo por A das exportações de RoW	Consumo por B das exportações de RoW	Consumo da produção doméstica	Consumo final por A das exportações de RoW	Consumo final por B das exportações de RoW	Consumo final da produção doméstica	Output de RoW
		Valor acrescentado						
		Output de A	Output de B	Output de RoW				

Figura 14 – Esquema simplificado de uma matriz IO mundial. Adaptado de: (Timmer, 2012)

6. Resultados e Discussão

6.1 Análise económica

Apesar da presente dissertação estar centrada na análise ambiental, achou-se necessário efectuar uma análise económica. Esta análise é importante para perceber a estrutura económica de produção do sector agrícola e as principais relações com os outros sectores. Além disso, os sectores económicos que contribuem directamente para a produção podem não ser, necessariamente, os que mais contribuem para as pressões ambientais associadas a essa produção.

A tabela 15 apresenta os dez sectores que mais contribuem directa e indirectamente para a produção do sector agrícola em Portugal. Para uma melhor visualização apresentam-se os resultados por 100 dólares de produção. Os efeitos directos são dados pela matriz dos coeficientes técnicos, enquanto que os efeitos totais (directos mais indirectos) são obtidos da matriz inversa de Leontief.

Tabela 15 – Efeitos económicos directos e totais resultantes de US\$100 de produção do sector agrícola

Sectores	Coef. directos	Coef. indirectos	% efeitos directos
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	9,7	113,2	8,5%
Alimentos, bebidas e tabaco	7,8	10,2	77%
Comércio por grosso (inclui agentes), excepto de veículos automóveis e motociclos	3,9	5,9	66%
Comércio a retalho, excepto de veículos automóveis e motociclos; Reparação de equipamentos domésticos	3,0	4,6	65%
Serviços financeiros	3,0	5,5	54%
Actividades de aluguer e outras actividades de negócios	2,6	7,6	34%
Electricidade, gás e água	2,4	6,1	39%
Comércio, manutenção e reparação, de veículos automóveis e motociclos; venda a retalho de combustíveis	1,8	2,7	66%
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	1,6	2,5	65%
Construção	1,5	3,3	47%

Verifica-se que é o próprio sector agrícola que mais contribui directamente para a produção; para cada 100 dólares de produção, adquire US\$9,7. Segue-se o sector dos alimentos, bebidas e tabaco, que contribui directamente com US\$7,8 por cada US\$100 de produção agrícola.

Quando comparamos os efeitos directos e os efeitos totais observa-se que a ordem dos sectores que mais contribuem não é a mesma. Também se verifica que os valores dos coeficientes directos são superiores, uma vez que contemplam os efeitos directos e indirectos.

A coluna da percentagem dos efeitos directos indica a diferença entre as contribuições directas e indirectas de cada sector. Neste caso, verifica-se que apenas 8,5% da actividade económica do sector agrícola é directamente adquirido por ele, ou seja, cerca de 91,5% é adquirido por outros sectores para dar resposta à produção do sector agrícola.

6.1.1 Importações para o sector agrícola português

Em 2009, as importações para o sector agrícola representaram cerca de 8,6% do output total do sector. A figura 15 mostra as importações para este sector por sector de origem.

Os produtos da agricultura constituem 36% das importações, seguidos do sector dos químicos e produtos químicos, e dos alimentos, bebidas e tabaco, que representam respectivamente 16% e 14,8% das importações para o sector agrícola.

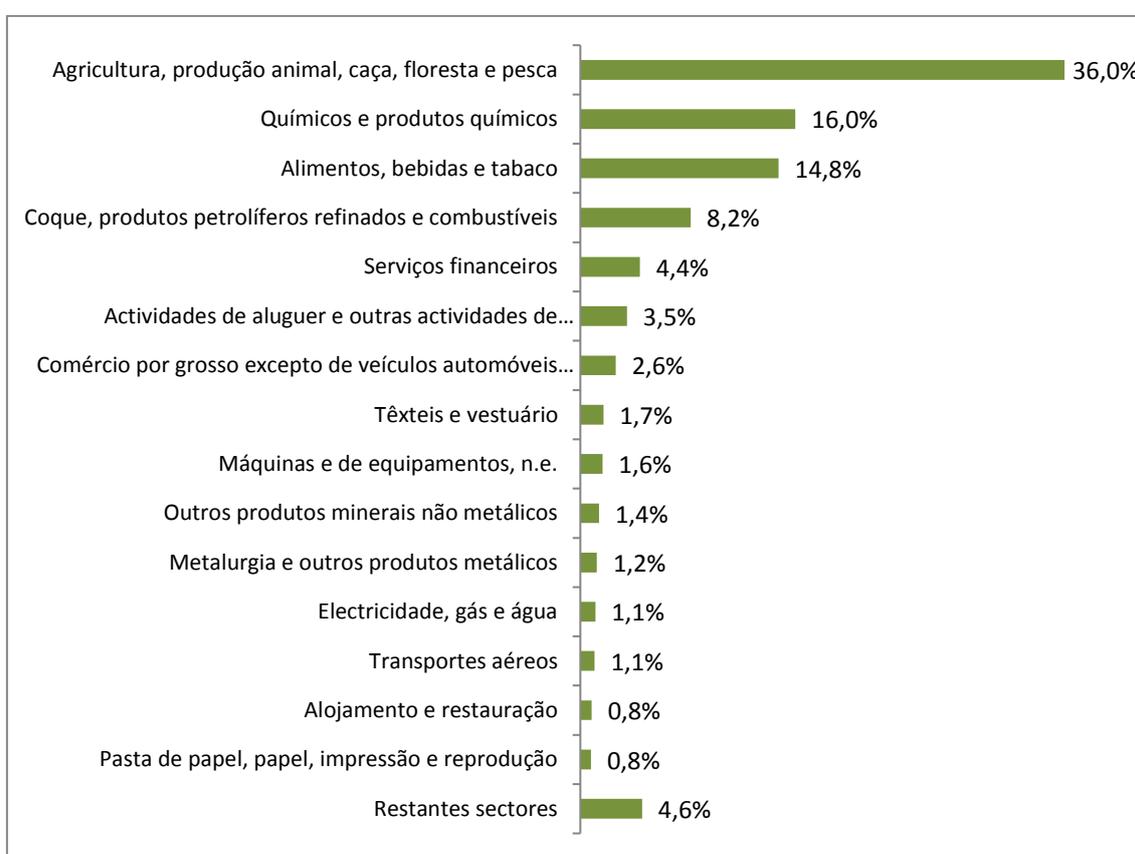


Figura 15 – Sectores de origem das importações para o sector agrícola

Grande parte das importações de produtos agrícolas são provenientes de Espanha (ver figura 16), seguida de França e do Resto do Mundo. Espanha é também a principal origem de químicos e produtos químicos (figura 17), representando 34% das importações totais deste sector para o sector agrícola. Quanto às importações de produtos do sector dos alimentos, bebidas e tabaco, a principal origem é o Resto do Mundo (48%), seguido de Espanha (28%) (figura 18).

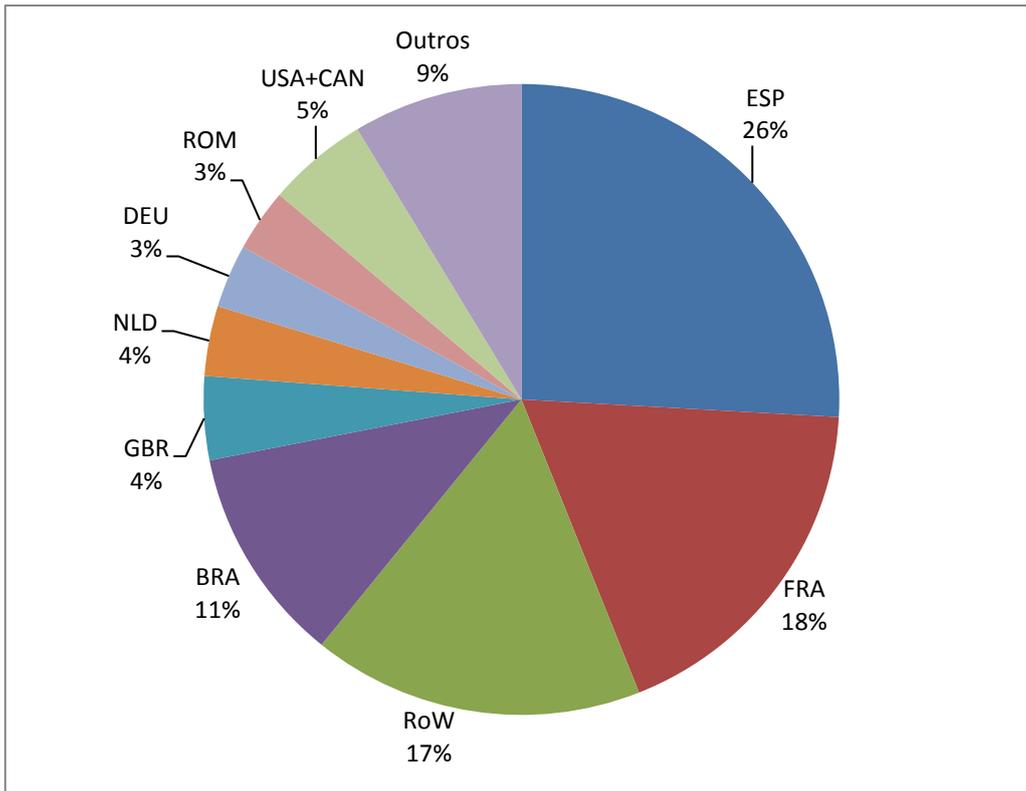


Figura 16 – Importações para o sector agrícola de produtos do sector da agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca, por países

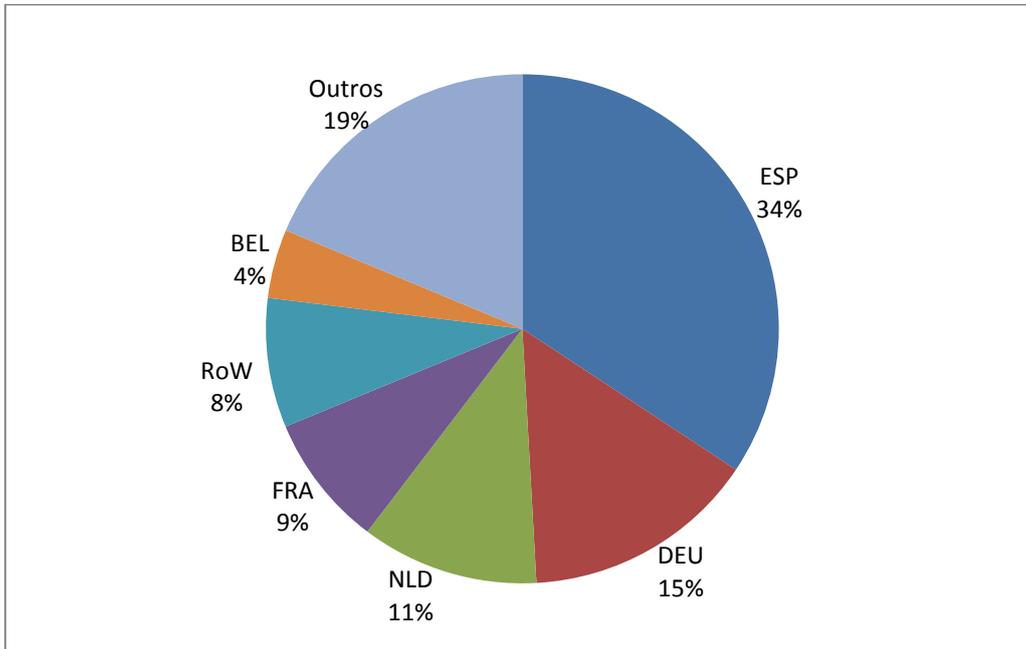


Figura 17 – Importações para o sector agrícola de produtos do sector Químicos e produtos químicos, por países

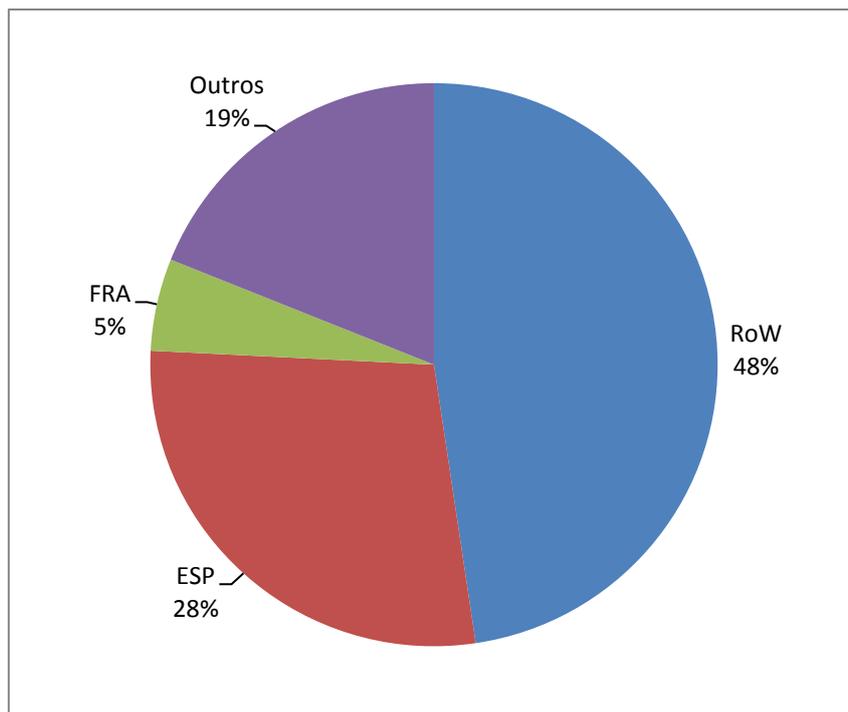


Figura 18 – Importações para o sector agrícola de produtos do sector Alimentos, bebidas e tabaco, por países

6.1.2 Importações de produtos agrícolas

A importação de produtos do sector agrícola para consumo pelos sectores nacionais representou, em 2009, apenas 4% do total de importações, mas representou 28% do output total do sector agrícola.

Os principais usos dos produtos agrícolas importados encontram-se na figura 19. O consumo final das famílias e a indústria de alimentos, bebidas e tabaco são os maiores consumidores dos produtos agrícolas importados, seguidos pelo próprio sector agrícola e, em menor proporção, os sectores de alojamento e restauração, madeira e cortiça, e pasta, papel e derivados.

A figura 20 mostra os países de origem dos produtos agrícolas importados. Espanha destaca-se, sendo responsável por 25% do total de produtos agrícolas importados, seguido do conjunto Resto do Mundo, de França e do Brasil.

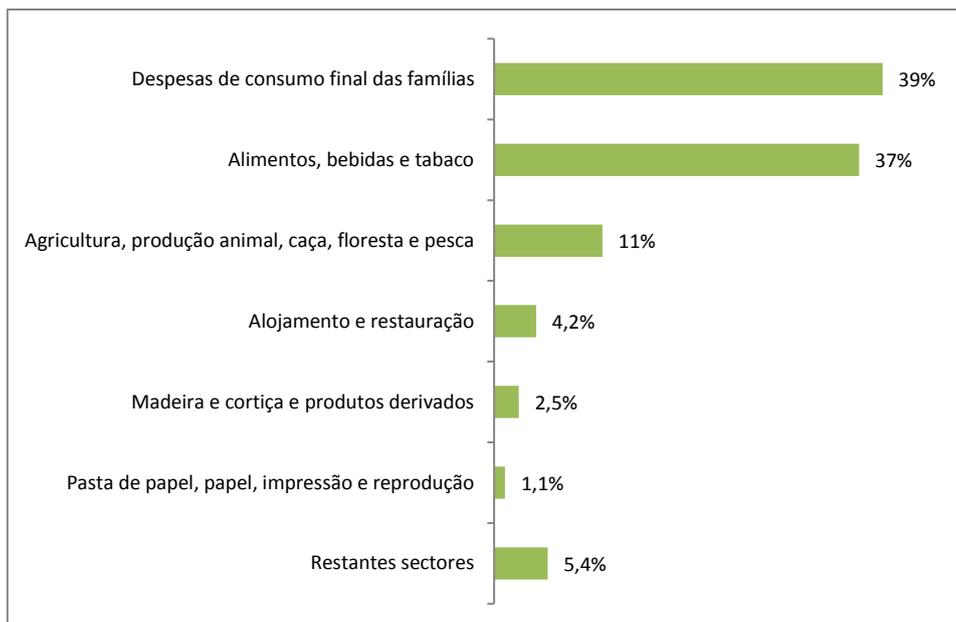


Figura 19 – Usos das importações do sector agrícola pelos sectores nacionais

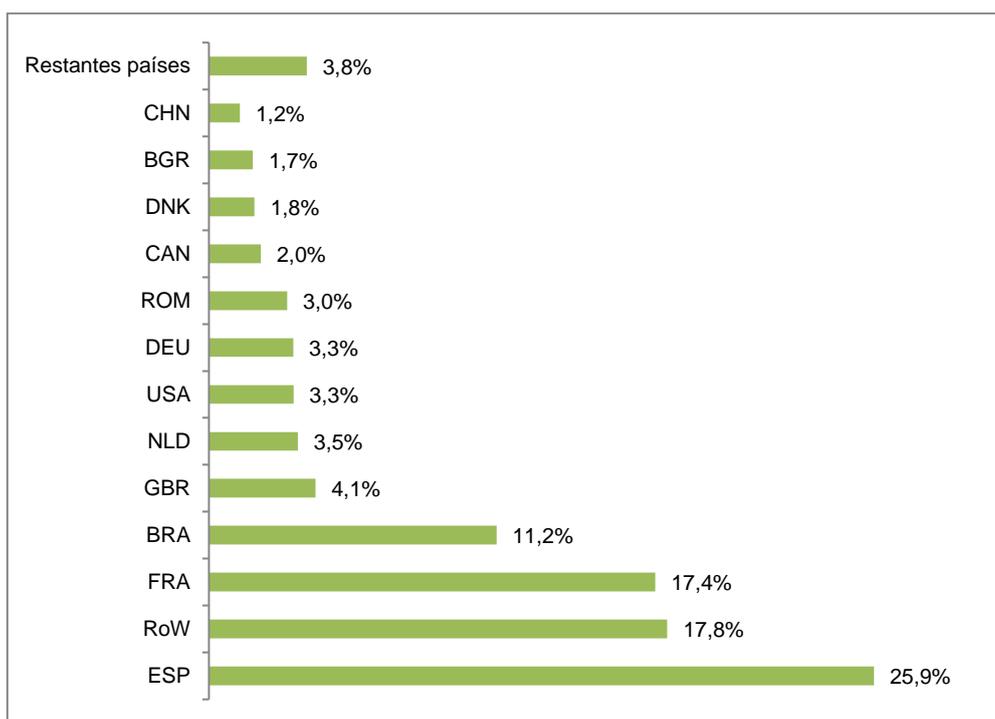


Figura 20 – Países de origem das importações de produtos agrícolas para Portugal

6.2 Análise ambiental

6.2.1 Emissões de GEE

A tabela 16 apresenta as emissões de GEE, em toneladas de CO₂eq, resultantes da produção necessária para satisfazer a procura final doméstica. A procura final doméstica compreende o consumo privado das administrações públicas, das famílias e das instituições sem fins lucrativos,

mais a formação bruta de capital fixo e a variação de existências. Não foi aqui contabilizada como procura final doméstica a procura para exportações.



Tabela 16 – Emissões de GEE associadas à procura final doméstica

Sectores	t CO ₂ eq	% do total
Electricidade, gás e água	14 635 378	29,1%
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	6 779 548	13,5%
Outros serviços sociais, pessoais e comunitários	6 156 024	12,2%
Outros produtos minerais não metálicos	4 608 785	9,1%
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	2 413 614	4,8%
Transportes terrestres	2 313 475	4,6%
Construção	2 155 550	4,3%
Administração pública e defesa; Segurança social obrigatória	1 951 278	3,9%
Químicos e produtos químicos	1 928 280	3,8%
Saúde e apoio social	1 566 146	3,1%
Alimentos, bebidas e tabaco	922 222	1,8%
Comércio por grosso (inclui agentes), excepto de veículos automóveis e motociclos	770 289	1,5%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	530 904	1,1%
Transportes aéreos	505 412	1,0%
Têxteis e vestuário	472 817	0,9%
Restantes sectores	2 663 513	5,3%
Total emissões	50 373 235	

Verifica-se que o sector agrícola é o segundo sector que mais contribui para o total de emissões de GEE associadas à procura final doméstica, só sendo superado pelo sector da electricidade, gás e água. Este facto deve-se, muito provavelmente, à produção animal, que é uma grande fonte de CH₄ e N₂O, gases com um potencial de aquecimento global bastante elevado.

Na tabela 17 estão as emissões associadas à procura total importada. O sector agrícola contribui com cerca de 12% do total de emissões de GEE associadas às importações, ocupando agora a terceira posição. É bastante alto, tendo em conta que as importações de produtos agrícolas representam apenas 4% do total de importações.

O sector que mais emite é o sector dos químicos e produtos químicos, seguido do sector da electricidade, gás e água.

Tabela 17 – Emissões de GEE associadas à procura total importada

Sectores	t CO ₂ eq	% do total
Químicos e produtos químicos	16 496	17,4%
Electricidade, gás e água	15 244	16,1%
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	11 110	11,7%
Outros produtos minerais não metálicos	10 119	10,7%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	7 267	7,7%
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	6 776	7,1%
Transportes terrestres	6 457	6,8%
Transportes aéreos	5 109	5,4%
Madeira e cortiça e produtos derivados	2 720	2,9%
Indústrias Extractivas	2 624	2,8%
Metalurgia e outros produtos metálicos	2 175	2,3%
Outros serviços sociais, pessoais e comunitários	1 310	1,4%
Têxteis e vestuário	1 269	1,3%
Transportes por água	1 191	1,3%
Borracha e plásticos	1 027	1,1%
Restantes sectores	3 990	4,2%
Total emissões	94 881	

Aqui a procura final doméstica não inclui as exportações. A tabela 18 apresenta as emissões associadas à procura final para exportação. Os resultados são semelhantes aos obtidos para a procura doméstica, com a agricultura a emitir 14% do total das emissões de GEE associadas às exportações.

Tabela 18 – Emissões de GEE associadas à procura final para exportações

Sectores	t CO ₂ eq	% total
Electricidade, gás e água	268 983	25,3%
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	150 012	14,1%
Indústrias Extractivas	136 099	12,8%
Metalurgia e outros produtos metálicos	107 557	10,1%
Químicos e produtos químicos	87 255	8,2%

Sectores	t CO2 eq	% total
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	69 658	6,5%
Outros produtos minerais não metálicos	42 509	4,0%
Transportes aéreos	38 259	3,6%
Transportes terrestres	36 971	3,5%
Outros serviços sociais, pessoais e comunitários	23 386	2,2%
Borracha e plásticos	22 394	2,1%
Transportes por água	16 782	1,6%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	10 796	1,0%
Actividades de aluguer e outras actividades de negócios	7 123	0,7%
Têxteis e vestuário	6 515	0,6%
Restantes sectores	39 229	3,7%
Total	1 063 530	

6.2.2 Emissões para o ar

No cálculo das emissões atmosféricas foram considerados os seguintes poluentes: NO_x, SO_x, NH₃, COVnM e CO.

As tabelas 19, 20 e 21 mostram as emissões associadas às diferentes procuras.

No que toca às emissões de NO_x associadas à procura final doméstica, verifica-se que é o sector da agricultura o que mais contribui, representando cerca de metade do total das emissões. Este resultado parece elevado, mas poderá ser explicado pela emissão de NH₃, pois o sector agrícola é o responsável pela grande maioria destas emissões.

Tabela 19 – Emissões atmosféricas associadas à procura final doméstica

Sectores	t NO _x eq	% total
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	365 562	49%
Electricidade, gás e água	56 434	7,50%
Químicos e produtos químicos	48 172	6,40%
Construção	47 173	6,27%
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	34 015	4,52%
Outros produtos minerais não metálicos	29 355	3,90%

Sectores	t NOxeq	% total
Outros serviços sociais, pessoais e comunitários	28 123	3,74%
Transportes terrestres	20 353	2,70%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	18 513	2,46%
Administração pública e defesa; Segurança social obrigatória	17 640	2,34%
Borracha e plásticos	16 629	2,21%
Alimentos, bebidas e tabaco	14 476	1,92%
Saúde e apoio social	13 085	1,74%
Comércio por grosso (inclui agentes), excepto de veículos automóveis e motociclos	8 226	1,09%
Comércio, manutenção e reparação, de veículos automóveis e motociclos; venda a retalho de combustíveis	4 378	0,58%
Restantes sectores	30 479	4%
Total	752 615	

Nas emissões associadas às importações, o sector agrícola continua a ser o sector que emite mais, mas numa menor proporção em relação ao total de emissões. Corresponde agora a cerca de 30% das emissões importadas.

Tabela 20 – Emissões atmosféricas associadas à procura total importada

Sectores	t NOxeq	% total
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	599	29,6%
Químicos e produtos químicos	412	20,3%
Borracha e plásticos	273	13,5%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	253	12,5%
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	95	4,7%
Outros produtos minerais não metálicos	64	3,2%
Electricidade, gás e água	59	2,9%
Transportes terrestres	57	2,8%
Transportes por água	40	2,0%
Metalurgia e outros produtos metálicos	38	1,9%
Transportes aéreos	28	1,4%
Indústrias Extractivas	22	1,1%
Madeira e cortiça e produtos derivados	20	1,0%

Construção	11	0,6%
Comércio por grosso (inclui agentes), excepto de veículos automóveis e motociclos	11	0,5%
Restantes sectores	42	2%
Total	2 025	

Verifica-se o mesmo nas exportações, com o sector agrícola responsável por 35% das emissões de NOx eq, seguido do sector do coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis (24%) e indústrias extractivas (11%).

Tabela 21 – Emissões atmosféricas associadas à procura final para exportações

Sectores	t NOxeq	% total
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	9 479	35%
Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	6 518	24%
Indústrias extractivas	2 888	11%
Químicos e produtos químicos	1 589	5,9%
Electricidade, gás e água	1 539	5,8%
Metalurgia e outros produtos metálicos	1 472	5,5%
Transportes terrestres	785	2,9%
Borracha e plásticos	711	2,7%
Transportes por água	248	0,93%
Outros produtos minerais não metálicos	205	0,77%
Transportes aéreos	197	0,74%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	143	0,53%
Veículos e outros equipamentos de transporte	128	0,48%
Equipamentos eléctricos e ópticos	105	0,39%
Actividades de aluguer e outras actividades de negócios	105	0,39%
Restantes sectores	623	2,3%
Total	26 735	

6.2.3 Consumo de água

Em relação ao consumo de água, seria de esperar que o sector agrícola apresentasse o maior consumo, visto que representa cerca de 70% do consumo de água a nível mundial, e cerca de

80% do consumo de água em Portugal. No entanto os resultados colocam mais uma vez o sector da electricidade em primeiro lugar, com 56% do consumo, seguido da agricultura, com 43% do consumo total (tabela 22).

Este resultado pode ser explicado pela metodologia usada para obter os dados de base. Na WIOD, os consumos de água, estimados de acordo com a metodologia da Water Footprint (Hoekstra et al., 2011), incluem estimativas da água evaporada das barragens para produção hidroeléctrica, aplicando um factor de evaporação de 68 m³ / GJ às estatísticas de produção hidroeléctricas nacionais (Genty et al., 2012). Estes consumos são alocados ao sector da electricidade, gás e água, o que explica os valores elevados.

Tabela 22 – Consumo de água associado à procura final doméstica

Sectores	1000 m3 eq	% total
Electricidade, gás e água	2 066 862	56,3%
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	1 561 268	42,5%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	11 819	0,3%
Outros produtos minerais não metálicos	11 722	0,3%
Alimentos, bebidas e tabaco	10 936	0,3%
Metalurgia e outros produtos metálicos	6 033	0,2%
Químicos e produtos químicos	4 642	0,1%
Têxteis e vestuário	1 015	0,028%
Saúde e apoio social + Educação	0,0253	<0,001%
Total	3 674 296	

Verifica-se o mesmo padrão de resultados quando se observam os consumos de água relacionados com as importações e exportações (tabelas 23 e 24), apesar do sector agrícola ser agora o primeiro em consumo de água.

Tabela 23 – Consumo de água associado à procura total importada

Sectores	1000 m3 eq	% total
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	2 559	51%
Electricidade, gás e água	2 153	43%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	162	3,2%
Metalurgia e outros produtos metálicos	94,9	1,9%
Químicos e produtos químicos	39,7	0,79%
Outros produtos minerais não metálicos	25,7	0,51%

Sectores	1000 m3 eq	% total
Alimentos, bebidas e tabaco	4,99	0,10%
Têxteis e vestuário	2,72	0,05%
Saúde e apoio social + Educação	0,000001	<0,001%
Total	5 041	

Tabela 24 – Consumo de água associado à procura final para exportações

Sectores	1000 m3 eq	% total
Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	70 396	53%
Electricidade, gás e água	55 876	42%
Químicos e produtos químicos	3 132	2,4%
Metalurgia e outros produtos metálicos	1003	0,76%
Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	885,3	0,67%
Têxteis e vestuário	354,5	0,27%
Alimentos, bebidas e tabaco	133,4	0,10%
Outros produtos minerais não metálicos	53,3	0,040%
Saúde e apoio social + Educação	0,00025	<0,001%
Total	131 833	

6.2.4 Consumo de recursos e uso do solo

Na WIOD, o consumo de recursos está alocado apenas aos dois sectores primários: agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca, e indústrias extractivas, pois refere-se apenas à extracção de recursos. A tabela 25 apresenta os resultados para o consumo de recursos, pelos diferentes tipos de procura.

Tabela 25 – Consumo de recursos por procura final doméstica, importada e exportações

	Sectores	t rec eq	% do total
Procura doméstica	Indústrias Extractivas	111 830 000	84%
	Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	21 996 368	16%
	Total	133 826 367	
Importações	Indústrias Extractivas	656 568	95%
	Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	36 046	5%
	Total	692 614	
Exportações	Indústrias Extractivas	11 335 378	96%
	Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	498 209	4%
	Total	11 833 587	

As indústrias extractivas são as grandes responsáveis pelo consumo de recursos, o que coincide com o esperado, uma vez que na WIOD só é contabilizada a extracção de recursos.

No que toca ao uso do solo, o sector agrícola é o único onde é contabilizado, uma vez que as classes de uso consideradas na WIOD correspondem apenas a áreas agrícolas e florestais. Apesar de ser referido que corresponde à maior parte da área usada pelas actividades humanas, não deixa de ser um factor limitante para a análise.

Na tabela 26 está o uso de solo agrícola associado aos vários tipos de procura, expresso em ha equivalentes.

Tabela 26 – Uso do solo pelo sector agrícola associado aos vários tipos de procura

	ha eq
Procura doméstica	6 899 525
Importações	11 307
Exportações	229 134

A área obtida é muito maior que a área da SAU (3 668 145 ha) registada para 2009, o que se deve, por um lado, à utilização dos factores de equivalência na transformação dos valores de base, e por outro lado, ao facto da informação de base ser proveniente de fontes diferentes (os valores da WIOD vêm das estatísticas da FAO, enquanto que a SAU registada vem do Recenseamento Agrícola de 2009).

6.2.5 Crítica aos resultados

Por vezes, os resultados não correspondem ao que era esperado. Existem vários motivos para que isto aconteça.

As metodologias usadas na recolha e estimativa dos dados de base influenciam grandemente os resultados. Ao lidar com dados provenientes de múltiplas fontes e países, é necessário fazer ajustes e correcções para manter a consistência na base de dados. Tudo isto contribui para aumentar o erro na análise. Para além disso, a WIOD está muito centrada no uso de energia e nas emissões atmosféricas, não dando tanta relevância às outras categorias ambientais, o que resulta num menor número de dados disponíveis.

No consumo de recursos, por exemplo, o número muito reduzido de sectores extractivos e o grau de agregação das classes de materiais comprometem a qualidade dos resultados, não permitindo avaliar correctamente as pressões induzidas pelas actividades económicas sobre o consumo de recursos. Para uma análise mais correcta, talvez fosse preferível atribuir os recursos não ao sector que os extrai, mas sim aos sectores que consomem os recursos na primeira fase de processamento.

7. Conclusões e desenvolvimentos futuros

A integração da componente ambiental na avaliação das actividades agrícolas e a necessidade dos sistemas de produção serem sustentáveis em termos económicos, ambientais e sociais, são questões centrais da agricultura actual. Neste sentido, será fundamental desenvolver mais estudos, ao nível das explorações agrícolas, que avaliem e quantifiquem os efeitos ambientais e económicos da adopção de diferentes culturas, de práticas culturais e de planos de produção.

É também fundamental perceber as relações do sector agrícola com os restantes sectores produtivos, identificando as principais interligações e fluxos.

A análise input-output é uma ferramenta valiosa para avaliar as pressões ambientais decorrentes das actividades económicas. Quando aplicado um modelo global, permite identificar as interações entre os vários países e quantificar as pressões associadas ao comércio internacional.

Este tipo de análise tem, no entanto, algumas desvantagens. A utilização de um modelo IO multi-regional implica a recolha e o manuseamento de um número muito elevado de dados de diversas fontes diferentes, o que dificulta a análise e processamento de dados, e obriga a efectuar ajustes para manter a coerência do modelo.

Para que a análise IO cumpra todo o seu potencial, é extremamente necessário construir bases de dados ambientais que relacionem os sectores económicos com as respectivas pressões ambientais. Há ainda uma grande necessidade de dados ambientais disponíveis e consistentes, que abranjam várias categorias ambientais e vários sectores económicos. A falta de dados compromete a qualidade da análise e produz resultados distorcidos.

8. Bibliografia

APA, 2012. *Portuguese National Inventory Report on Greenhouse Gases, 1990-2010*. Amadora: APA - Agência Portuguesa do Ambiente.

Basch, G. & Carvalho, M., 2000. Mobilização de conservação - Para uma agricultura com futuro. *Boletim Informativo nº1, Associação Portuguesa de Mobilização de Conservação do Solo*, Maio.

Bessou, C., Basset-Mens, C., Tran, T. & Benoist, A., 2012. LCA applied to perennial cropping systems: a review focused on the farm stage. *International Journal of Life Cycle Assessment*, September 2012, Online First Articles.

Calouro, F., 2005. *Actividades Agrícolas e Ambiente*. Porto: SPI - Sociedade Portuguesa de Inovação.

CE, 2001. *A sustainable Europe for a better world: A European Union strategy for sustainable development. COM(2001)264*. Bruxelas: Comissão Europeia.

Cederberg, C. & Mattsson, B., 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production*, 8(1), pp.49 - 60.

Cunha, M.J., Amaro, R., Oliveira, A. & Casau, F., 2005. *Tecnologias limpas em agro-pecuária*. Porto, Portugal.

Curran, M.A., 1996. *Environmental Life-Cycle Assessment*. McGraw-Hill.

de Backer, E., Aertsens, J., Vergucht, S. & Steurbaut, W., 2009. Assessing the ecological soundness of organic and conventional agriculture by means of life cycle assessment (LCA): A case study of leek production. *British Food Journal*, 111(10), pp.1028 - 1061.

Dias, A.M. & Domingos, E., 2011. *Sistemas Integrados de Matrizes Input-Output para Portugal, 2008. Documento de trabalho nº7/2011*. Lisboa: Departamento de Prospectiva e Planeamento e Relações Internacionais. www.dpp.pt.

EEA, 2005. *EEA core set of indicators - Guide*. Luxemburgo: European Environment Agency, Office for Official Publications of the European Communities.

Engström, R., Wadeskog, A. & Finnveden, G., 2007. Environmental assessment of Swedish agriculture. *Ecological Economics*, 60(3), pp.550 - 563.

EPA, 2006. *US EPA Life cycle assessment: Principles and practice*. [Online] Available at: <http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1000L86.txt> [Accessed Maio 2012].

European Communities, 1996. *European System of Accounts (ESA95)*. [Online] Available at: <http://circa.europa.eu/irc/dsis/nfaccount/info/data/esa95/en/titelen.htm> [Accessed Setembro 2012].

Eurostat, 2008. *Eurostat Manual of Supply, Use and Input-Output Tables*. Luxemburgo.

- Eurostat, 2012. *Eurostat*. [Online] Available at: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/portal/page/portal/eurostat/home> [Accessed Junho 2012].
- FAO, 1997. *The state of the world's plant genetic resources for food and agriculture*. Rome, Italy.
- FAO, 2007. *The State of Food and Agriculture*. Rome, Italy.
- FAO, 2008. *The State of Food Insecurity in the World 2008*. Rome: FAO.
- FAO, 2011. *The state of the world's land and water resources for food and agriculture (SOLAW) - Managing systems at risk*. Rome & London: Food and Agriculture Organization of the United Nations & Earthscan.
- FAO, 2012. *AQUASTAT - FAO's Information System on Water and Agriculture*. [Online] Available at: <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/main/index.stm> [Accessed Maio 2012].
- Frischknecht, R., Steiner, R. & Jungbluth, N., 2009. *The Ecological Scarcity Method - Ecofactors 2006. A method for impact assessment in LCA*. Bern: Federal Office for the Environment (FOEN).
- Genty, A., Arto, I. & Neuwahl, F., 2012. *Final Database of Environmental Satellite Accounts: Technical Report on their Compilation. WIOD Deliverable 4.6, April 2012*.
- Godfray, H. et al., 2010. Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, Vol. 327, 12 February. pp.812 - 818.
- Goedkoop, M. et al., 2010. *Introduction to LCA with SimaPro 7*. PRé Consultants.
- Haas, G., Wetterich, F. & Geier, U., 2000. Life cycle assessment framework in agriculture on the farm level. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 5(6), pp.345 - 348.
- Haas, G., Wetterich, F. & Köpke, U., 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 83(1-2), pp.43 - 53.
- Harris, S. & Narayanaswamy, V., 2009. *A Literature Review of Life Cycle Assessment in Agriculture*. Rural Industries Research and Development Corporation.
- Hayashi, K., Gaillard, G. & Nemecek, T., 2007. *Life Cycle Assessment of Agricultural Production Systems: Current Issues and Future Perspectives*. [Online] Available at: <http://www.agnet.org> [Accessed Abril 2012].
- Hendrickson, C., Horvath, A., Joshi, S. & Lave, L., 1998. Economic Input–Output Models for Environmental Life-Cycle Assessment. *Environmental Science and Technology*, 32(7), pp.184A - 191A.
- Hertwich, E.G. & Peters, G.P., 2009. Carbon Footprint of Nations: A Global, Trade-Linked Analysis. *Environmental Science & Technology*, 43(16), pp.6414 - 6420.
- Hoekstra, A., Chapagain, A., Aldaya, M. & Mekonnen, M., 2011. *The Water Footprint assessment manual: Setting the global standard*. London & Washington: Earthscan.

- INE, 2011a. *Recenseamento Agrícola 2009 - Análise dos principais resultados*. Lisboa: INE.
- INE, 2011a. *Recenseamento Agrícola 2009 - Análise dos principais resultados*. Lisboa: INE.
- INE, 2011b. *O uso da água na agricultura 2011*. Lisboa.
- IPCC, 2001. *Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual (Volume 3)*. IPCC. Disponível em http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr.pdf
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Synthesis Report*. IPCC.
- Jayadevappa, R. & Chhatre, S., 2000. International trade and environmental quality: a survey. *Ecological Economics*, 32(2), pp.175 - 194.
- Joshi, S., 1999. Product Environmental Life-Cycle Assessment using Input-Output Techniques. *Journal of Industrial Ecology*, 3(2-3), pp.95 - 120.
- Kramer, K.J., Moll, H.C. & Nonhebel, S., 1999. Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 72(1), pp.9-16.
- Lenzen, M., 2000. Errors in conventional and input-output-based life-cycle inventories. *Journal of Industrial Ecology*, 4(4), pp.127 - 148.
- Lenzen, M., Pade, L.L. & Munksgaard, J., 2004. CO2 multipliers in multi-region input-output models. *Economic Systems Research*, 16(4), pp.391 - 412.
- Lifset, R., 2009. Industrial Ecology in the Age of Input-Output Analysis. In S. Suh, ed. *Handbook of Input-Output Economics in Industrial Ecology*. Springer. pp.3-21.
- Lope, C.d.I.R., 2009. *Desarrollo de la herramienta integrada "Análisis de Ciclo de Vida - Input Output" para España y aplicación a tecnologías energéticas avanzadas*. Tese de Doutoramento. Universidad Politécnica de Madrid - Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos.
- Macedo, L., Sobral, N. & Melo, J.J., 2005. *Guia Ecoblock*. IMAR - FCT-UNL.
- MADRP, 2000. *Manual Básico de Práticas Agrícolas: Conservação do Solo e da Água*. Lisboa.
- Mattsson, B., Cederberg, C. & Blix, L., 2000. Agricultural land use in life cycle assessment (LCA): case studies of three vegetable oil crops. *Journal of Cleaner Production*, 8(4), pp.283 - 292.
- Mcgregor, P.G., Swales, J.K. & Turner, K.R., 2004. *The environmental "trade balance" between Scotland and the rest of the UK: an inter-regional input-output and SAM analysis*. *Strathclyde Discussion Papers in Economics*, nº04-21. Glasgow: Department of Economics, University of Strathclyde.
- Melo, J.J. & Pegado, C., 2002. EcoBlock – A method for integrated environmental performance evaluation of companies and products (construction case-study). In *Proceedings of the Fifth International Conference on EcoBalance*. Tsukuba, Japão, 2002. The Society of Non-traditional Technology.

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Current State and Trends*. Washington DC: Island Press.
- Nannipieri, P. et al., 2003. Microbial diversity and soil functions. *European Journal of Soil Science*, 54(4), pp.655 - 670.
- OCDE, 1993. *Environment Monographs No. 83: OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. Paris: OCDE.
- OCDE, 1993. *OECD (Organisation for Economic Cooperation and Development) Environment Monographs No. 83: OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. Paris: OCDE.
- OCDE, 2003. *Environmental Performance Reviews: Water*. Paris: OCDE.
- OCDE, 2008. *Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries since 1990: Main Report*. Paris: OCDE.
- OCDE, 2011. *OECD Environmental Performance Reviews: Portugal 2011*. OECD.
- Pereira e Silva, M. et al., 2012. Microbe-mediated processes as indicators to establish the normal operating range of soil functioning. *Soil Biology and Biochemistry*, In press; uncorrected proof.
- Suh, S., 2004. Functions, commodities and environmental impacts in an ecological economic model. *Ecological Economics*, 48, pp.451 - 467.
- Suh, S. & Huppes, G., 2005. Methods for life cycle inventory of a product. *Journal of Cleaner Production*, 13, p.687–697.
- Suh, S. et al., 2004. System Boundary Selection in Life-Cycle Inventories using Hybrid Approaches. *Environmental Science and Technology*, 38, pp.657 - 664.
- Timmer, M., 2012. *The World Input-Output Database (WIOD): Contents, Sources and Methods*.
- Todd, J.A. & Curran, M.A., 1999. *Streamlined Life Cycle Assessment: A final report from the SETAC-North America Streamlined LCA Workgroup*. Pensacola, Florida: Society of Environmental Toxicology and Chemistry.
- UNCED, 1992. United Nations Conference on Environment and Development, 1992. United Nations. New York, 1992.
- UNECE, 2003. *Protocol on Pollutant Release and Transfer Registers*. [Online] Available at: www.unece.org/env/pp/prtr.htm [Accessed Maio 2012].
- Villa, F. & Macleod, H., 2002. Environmental vulnerability indicators for environmental planning and decision-making: Guidelines and applications. *Environmental Management*, 29, pp.335 - 348.
- Wackernagel, M. & Rees, W., 1996. *Our Ecological Footprint: Reducing Human Impact on Earth*. New Society Publishers.

WCED, 1987. *Our Common Future*. Oxford University Press.

Weidema, B.P. & Meeusen, M.J.G., 2000. *Agricultural data for life cycle assessment - Volume 1*. The Hague: Agricultural Economics Research Institute (LEI).

Wiedmann, T., 2009a. A review of recent multi-region input–output models used for consumption-based emission and resource accounting. *Ecological Economics*, 69(2), pp.211 - 222.

Wiedmann, T., 2009b. A first empirical comparison of energy Footprints embodied in trade - MRIO versus PLUM. *Ecological Economics*, 68(7), pp.1975 - 1990.

Anexos

Anexo 1 – Correspondência entre os sectores das matrizes IO e a CAE

Código na matriz	Código NACE v1.1	Descrição	Correspondência com CAE rev.3
1	A+B	Agricultura, produção animal, caça, floresta e pesca	A1+2+3
2	C	Indústrias extractivas	B5+6+7+8+9
3	15+16	Alimentos, bebidas e tabaco	C10+11+12
4	17+18	Têxteis e vestuário	C13+14
5	19	Couro e produtos de couro	C15
6	20	Madeira e cortiça e produtos derivados	C16
7	21+22	Pasta de papel, papel, impressão e reprodução	C17+18
8	23	Coque, produtos petrolíferos refinados e combustíveis	C19
9	24	Químicos e produtos químicos	C20+21
10	25	Borracha e plásticos	C22
11	26	Outros produtos minerais não metálicos	C23
12	27+28	Metalurgia e outros produtos metálicos	C24+25
13	29	Máquinas e de equipamentos, n.e.	C28
14	30 a 33	Equipamentos eléctricos e ópticos	C26+27
15	34+35	Veículos e outros equipamentos de transporte	C29+30
16	36+37	Outras indústrias transformadoras, n.e.; Reciclagem	C31+32
17	E	Electricidade, gás e água	D35+E36
18	F	Construção	F41+42+43
19	50	Comércio, manutenção e reparação, de veículos automóveis e motociclos; venda a retalho de combustíveis	G45
20	51	Comércio por grosso (inclui agentes), excepto de veículos automóveis e motociclos	G46
21	52	Comércio a retalho, excepto de veículos automóveis e motociclos; Reparação de equipamentos domésticos	G47
22	H	Alojamento e restauração	I55+56
23	60	Transportes terrestres	H49

Código na matriz	Código NACE v1.1	Descrição	Correspondência com CAE rev.3
24	61	Transportes por água	H50
25	62	Transportes aéreos	H51
26	63	Actividades auxiliares dos transportes; Actividades das agências de viagens	H52+N79
27	64	Correios e telecomunicações	H53+J61
28	J	Serviços financeiros	K64+65+66
29	70	Actividades imobiliárias	L68
30	71 a74	Actividades de aluguer e outras actividades de negócios	J62+M69+70+71+72+73+74+N77+78+80+81+82
31	L	Administração pública e defesa; Segurança social obrigatória	O84
32	M	Educação	P85
33	N	Saúde e apoio social	M75+86+87+88
34	O	Outros serviços sociais, pessoais e comunitários	E37+38+39+J58+59+60+63+R90+91+92+93+S94+95+96
35	P	Actividades das famílias empregadoras de pessoal doméstico	T97+98

Anexo 2 – Categorias de materiais abrangidas na WIOD

- BIOMASS

Biomass_animals_Used Animal biomass (used)

Biomass_animals_Unused Animal biomass (unused)

Biomass_feed_Used Feed biomass (used)

Biomass_feed_Unused Feed biomass (unused)

Biomass_food_Used Food biomass (used)

Biomass_food_Unused Food biomass (unused)

Biomass_forestry_Used Forestry biomass (used)

Biomass_forestry_Unused Forestry biomass (unused)

Biomass_other_Used Other biomass (used)

Biomass_other_Unused Other biomass (unused)

- FOSSIL FUELS

Fossil_coal_Used Coal (used)

Fossil_coal_Unused Coal (unused)

Fossil_gas_Used Natural gas (used)

Fossil_gas_Unused Natural gas (unused)

Fossil_oil_Used Crude oil (used)

Fossil_oil_Unused Crude oil (unused)

Fossil_other_Used Other fossil fuels (used)

Fossil_other_Unused Other fossil fuels (unused)

- OTHER MATERIALS

Minerals_construction_Used Non-metallic minerals for construction (used)

Minerals_construction_Unused Non-metallic minerals for construction (unused)

Minerals_industrial_Used Other non-metallic minerals (used)

Minerals_industrial_Unused Other non-metallic minerals (unused)

Minerals_metals_Used Metals (used)

Minerals_metals_Unused Metals (unused)

Anexo 3 – Factores de equivalência utilizados no cálculo dos indicadores EcoBlok

Factor de equivalência recursos	
Biomass_animals	1,0
Biomass_feed	1,0
Biomass_food	1,0
Biomass_forestry	1,2
Biomass_other	1,0
Fossil_coal	1,0
Fossil_gas	1,5
Fossil_oil	2,1
Fossil_other	1,5
Minerals_construction	1,7
Minerals_industrial	1,0
Minerals_metals	3,2

Feq uso do solo	
Arable_Area	2,6
PermanentCrops_Area	1,7
Pastures_area	1,3
Forest_area	1,0

Feq poluentes do ar	
NOX	1,0
SOX	0,7
CO	0,2
NMVOG	1,0
NH3	10,0

Feq GEE	
CO2	1,0
CH4	23,0
N2O	296,0

Factor de equivalência água	
Australia	1,0
Austria	1,0
Belgium	3,9
Bulgaria	3,0
Brazil	1,0
Canada	1,0
China	1,8
Cyprus	2,3
Czech Republic	1,5
Germany	2,5
Denmark	1,2
Spain	3,1
Estonia	1,0
Finland	1,0
France	1,6
United Kingdom	1,0
Greece	1,2
Hungary	1,0
Indonesia	1,0
India	3,1
Ireland	1,0
Italy	2,4
Japan	2,0
republic of Korea	3,7
Lithuania	1,0
Luxembourg	1,0
Latvia	1,0
Mexico	1,7
Malta	21,1
Netherlands	1,1
Poland	2,1
Portugal	1,2
Romania	1,0
RestOfWorld	2,1
Russian Federation	1,0
Slovakia	1,0
Slovenia	1,0
Sweden	1,0
Turkey	1,8
Taiwan	1,0
United States of America	1,5

Anexo 4 – Lista de países da WIOD e acrónimos

Country	Acronym
Australia	AUS
Austria	AUT
Belgium	BEL
Bulgaria	BGR
Brazil	BRA
Canada	CAN
China	CHN
Cyprus	CYP
Czech Republic	CZE
Germany	GER
Denmark	DNK
Spain	ESP
Estonia	EST
Finland	FIN
France	FRA
United Kingdom	GBR
Greece	GRC
Hungary	HUN
Indonesia	IDN
India	IND
Ireland	IRL
Italy	ITA
Japan	JPN
Korea	KOR
Lithuania	LTU
Luxembourg	LUX
Latvia	LVA
Mexico	MEX
Malta	MLT
Netherlands	NLD
Poland	POL
Portugal	PRT
Romania	ROU
Russia	RUS
Slovak Republic	SVK
Slovenia	SVN
Sweden	SWE
Turkey	TUR
Taiwan	TWN
United States	USA
Rest of the World	RoW