

MARIA MAURÍCIA CAEIRO ROSADO

**CONTRIBUTO PARA A INTEGRAÇÃO DA COMPONENTE AMBIENTAL NA
AVALIAÇÃO ECONÓMICA DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO
AGRO-PECUÁRIOS**

Orientador: Professor Doutor Carlos Alberto Falcão Marques

**Esta tese não inclui as críticas e
sugestões feitas pelo júri**

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

2009

U.E Serviços Acadêmicos	N. 62/184
29.4.09	Sector:
Filomena	DEPS

MARIA MAURÍCIA CAEIRO ROSADO

**CONTRIBUTO PARA A INTEGRAÇÃO DA COMPONENTE AMBIENTAL NA
AVALIAÇÃO ECONÓMICA DE SISTEMAS DE PRODUÇÃO
AGRO-PECUÁRIOS**

Orientador: Professor Doutor Carlos Alberto Falcão Marques



170 156

**Esta tese não inclui as críticas e
sugestões feitas pelo júri**

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

2009

À memória dos meus pais

RESUMO

A integração da componente ambiental na avaliação da actividade agrícola e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas são questões centrais da política agrícola actual.

Esta dissertação tem como objectivo proceder à avaliação ambiental de sistemas e actividades de produção agrícola de sequeiro com grande representatividade na região do Alentejo e à integração dessa componente ambiental na avaliação económica desses sistemas e actividades no contexto da reforma da PAC, nomeadamente da introdução de medidas agro-ambientais no âmbito da Agenda 2000 e do Regime de Pagamento Único (RPU) de 2003.

A produção de culturas arvenses e a produção de bovinos em sistema extensivo baseada na produção de pastagens e de forragens e no aproveitamento das palhas e dos restolhos para alimentação dos animais são sistemas de produção de sequeiro com grande representatividade nesta região.

Com o objectivo de determinar os efeitos ambientais e de os integrar na avaliação económica dos sistemas produtivos foram seleccionadas duas explorações reais do Alentejo, uma exploração de culturas arvenses e uma exploração mista. A exploração de culturas arvenses dedica-se, exclusivamente, à produção de actividades vegetais (girassol, trigo duro, ervilha), enquanto a exploração mista se dedica à produção de bovinos de carne em regime extensivo e à produção de cereais.

Para a concretização deste objectivo são calculados indicadores ambientais e económicos das actividades agrícolas desenvolvidas em cada exploração. Na avaliação ambiental determina-se o balanço azotado, o input e balanço energético, a emissão de gases de efeito de estufa, a acidificação e a eutrofização e o impacte ambiental global utilizando o indicador agregado Eco-indicador 95 definido através do programa SimaPro, utilizando a metodologia da análise do ciclo de vida. Na avaliação económica procede-se à determinação dos custos de produção, da margem bruta, da margem líquida e da rendibilidade global dos factores com base nas respectivas contas de actividade. Posteriormente, são desenvolvidos modelos de programação linear para as duas explorações, integrando indicadores anteriormente determinados para avaliar os impactes económicos e ambientais decorrentes dos ajustamentos das alterações da

reforma da PAC de 2000, nomeadamente das medidas agro-ambientais relativas à sementeira directa, e da reforma de 2003, relativamente à introdução do RPU.

Os resultados da exploração mista evidenciam que os cereais originam impactes ambientais superiores aos das forragens em todos os indicadores ambientais utilizados. Na exploração de culturas arvenses os cereais também têm um impacte ambiental superior ao originado pelo girassol (oleaginosa) e a ervilha (proteaginoso). A tecnologia de sementeira directa permite uma redução do impacte global das actividades vegetais, comparativamente à tecnologia convencional de mobilização do solo.

Os indicadores por nós determinados enquadram-se no intervalo de valores referidos pelos diversos autores, situando-se, de uma forma geral, acima dos valores mínimos e abaixo do valor médio.

Quer na Agenda 2000, quer na reforma da PAC de 2003, os resultados económicos das explorações dependem dos subsídios recebidos. A introdução do RPU traduz-se na forte redução do custo marginal da terra, em consequência do desligamento das ajudas. Os valores duais dos indicadores ambientais são muito menores, o que significa que o decréscimo de margem líquida que se verifica na exploração resultante da redução de uma unidade de efeito ambiental é menor, sendo por isso possível implementar medidas que preservem o ambiente com menores encargos orçamentais.

A introdução do RPU não afecta negativamente o rendimento do produtor, mas pode traduzir-se num aumento do impacte ambiental devido, por um lado, à supressão do *set aside* e ao aumento da área de culturas com maior impacte ambiental e, por outro lado, ao aumento do efectivo animal. Na exploração de culturas arvenses a utilização da tecnologia de sementeira directa, para além de possibilitar uma melhoria no resultado económico da exploração também permite, à excepção do balanço do azoto, melhorar a performance ambiental da exploração.

A exploração de culturas arvenses apresenta margem líquida por hectare superior à da exploração mista. A avaliação ambiental, na Agenda 2000 evidencia que, com excepção do balanço de azoto, a exploração de culturas arvenses apresenta valores mais elevados de impacte ambiental. As diferenças atenuam-se com o RPU. Quer o sistema de produção de culturas arvenses, quer o sistema de produção de bovinos em regime extensivo complementado com a produção de cereais não são muito agressivos em termos de impacte ambiental, como é característica dos sistemas extensivos.

Agradecimentos

O meu reconhecido agradecimento a todos os que contribuíram, de uma forma ou de outra, para a concretização desta tese.

Ao Professor Doutor Carlos Alberto Falcão Marques, orientador desta tese, agradeço a sugestão do tema, a orientação científica prestada, e todo o apoio e disponibilidade demonstrada, bem assim como as críticas e sugestões.

Ao Professor Doutor Rui Fragoso por toda a amizade e apoio prestado na realização dos modelos de programação matemática, bem assim como toda a disponibilidade que sempre manifestou em esclarecer qualquer dúvida.

Ao Professor Doutor Tiago Domingos agradeço toda a disponibilidade, as facilidades concedidas na utilização de software específico de avaliação ambiental, a bibliografia cedida e as sugestões efectuadas.

Ao Engenheiro Ricardo Teixeira agradeço todo o apoio no estudo da avaliação de impacte ambiental e a sua permanente disponibilidade no esclarecimento de dúvidas e as sugestões efectuadas.

Agradeço também às instituições que possibilitaram este trabalho, nomeadamente à Universidade de Évora, pelo apoio concedido, ao Instituto Superior Técnico, pelas facilidades concedidas na utilização de software e ao Instituto do Ambiente pela cedência de elementos bibliográficos.

Aos colegas do Departamento de Zootecnia que me apoiaram e incentivaram, em particular ao Professor Doutor Luís Fernandes e ao Engenheiro Fernando Marques, que me substituíram na leccionação das aulas.

Aos proprietários das explorações um agradecimento reconhecido pela disponibilidade e tempo dispensado na recolha de toda a informação necessária ao estudo das suas empresas.

A todos os que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho, mas não foram expressamente mencionados, deixo o meu agradecimento.

Um agradecimento muito especial vai para a minha família, nomeadamente marido e filhos pela compreensão demonstrada e por todo o apoio e incentivo que sempre me deram e por tudo o que não lhes dei.

ÍNDICE

pag

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO, OBJECTIVOS E ORGANIZAÇÃO

1.1- A agricultura e o ambiente	1
1.2 - A avaliação ambiental das actividades agrícolas	2
1.3 - O contexto da Política Agrícola Comum	4
1.4 - Objectivos e organização	6

CAPÍTULO 2 - A RELAÇÃO ENTRE AGRICULTURA E AMBIENTE

2.1 - O contexto da actividade agrícola	11
2.2 – Actividade agrícola e biodiversidade	13
2.2.1 - Pressões da agricultura sobre a biodiversidade	13
2.2.2 - Benefícios da agricultura para a biodiversidade	14
2.2.3 - Benefícios da biodiversidade para a agricultura	15
2.3 - Actividade agrícola e o solo	16
2.3.1 - Preservação da qualidade do solo	17
2.3.1.1 - Conservação e melhoria da fertilidade	18
2.3.1.2 - Prevenção da degradação e da erosão	19
2.3.1.3 - Preservação da diversidade microbiana do solo	23
2.3.1.4 - Prevenção da acidificação do solo	24
2.3.1.5 – Prevenção da contaminação do solo	25
2.3.1.6 - Prevenção da compactação do solo	26
2.3.1.7 - Prevenção da salinização do solo	26
2.3.1.8 - Os solos agrícolas como sumidouro de carbono	27
2.4 - Actividade agrícola e qualidade da água	29
2.4.1 - Contaminação da água pelos nitratos	30
2.4.2 - Práticas agrícolas e conservação da água	32
2.5 - Actividade agrícola e qualidade do ar	33
2.5.1 - Emissão de gases com efeito de estufa	35
2.5.1.1 - Emissões de dióxido de carbono	37
2.5.1.2 - Emissões de óxido nitroso	38
2.5.1.3 - Emissões de metano.....	40
2.5.1.4 - Práticas para reduzir as emissões de gases de efeito de estufa	41
2.5.2 - Emissões de substâncias precursoras do ozono troposférico	42

2.5.3 - Emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes	43
2.5.3.1 - Práticas para reduzir as emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes	45
2.6 – Conclusões	46

CAPÍTULO 3 – EVOLUÇÃO DA INTEGRAÇÃO DE OBJECTIVOS AMBIENTAIS NA POLÍTICA AGRÍCOLA COMUM

3.1 - Os antecedentes da Política Agrícola Comum	49
3.2 - A realização da Política Agrícola Comum em 1962	51
3.2.1 - Objectivos, princípios e instrumentos	52
3.2.2 - Sucesso e fracasso da PAC	54
3.2.3 - Consequências ambientais	55
3.3 - A integração da Política Ambiental na PAC	56
3.3.1 – As dificuldades de integração	57
3.3.2 – Os primórdios da Política Ambiental	59
3.3.3 - A mudança de atitude e a legislação inicial	61
3.4 - A Reforma da PAC de 1992 (Reforma MacSharry	65
3.4.1 - Objectivos, princípios e instrumentos	65
3.4.1.1 - O 1º pilar da PAC	66
3.4.1.2 – Medidas de Acompanhamento da reforma da PAC	67
3.4.1.2.1 - Medidas Agro Ambientais	67
3.4.1.2.2 - Balanço ambiental da reforma de 1992	69
3.5 - A reforma da PAC no quadro da Agenda 2000	71
3.5.1 - Objectivos princípios e instrumentos	72
3.5.2 - O reforço das Medidas Agro Ambientais	74
3.6 - A reforma Intercalar de 2003	77
3.6.1 - Objectivos, princípios e instrumentos	77
3.6.1.1 - Regime de pagamento único	78
3.6.1.2 – Eco-Condicionabilidade	78
3.6.1.3 - Modulação das ajudas directas	81
3.6.1.4 - Desenvolvimento rural e ambiente	81
3.7 – Conclusões	82

CAPÍTULO 4 - METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL E ECONÓMICA DA AGRICULTURA

4.1 – Avaliação ambiental	87
4.1.1 – Indicadores	90
4.1.2 - Métodos de avaliação ambiental ao nível da exploração agrícola	95
4.1.2.1 - Análise comparativa dos métodos de avaliação ambiental de explorações agrícolas	99
4.1.2.1.1 - Objectivos da avaliação	99
4.1.2.1.2 - Indicadores utilizados	101
4.1.2.1.3 - Validação e utilização prática	103
4.1.2.1.4 - Características fundamentais	104
4.1.3 - Métodos de contabilização <i>input-output</i>	105
4.1.3.1 - Balanço de Azoto	106
4.1.3.2 – Balanço de energia	108
4.1.4 – Análise do ciclo de vida	111
4.1.4.1 - Enquadramento histórico	111
4.1.4.2 - Metodologia de análise do ciclo de vida	112
4.1.4.2.1 - Definição do objectivo e do âmbito da análise	114
4.1.4.2.2 - Inventário dos processos envolvidos, com enumeração das entradas e saídas do sistema	115
4.1.4.2.3 - Avaliação dos impactes ambientais associados às entradas e saídas do sistema	115
4.1.4.2.4 - Interpretação dos resultados das fases de inventário e avaliação, tendo em consideração os objectivos do estudo	116
4.1.4.2.4.1 - Eco-indicador 95	117
4.1.4.2.4.2 - Eco-indicador 99	119
4.1.4.3 - Aplicação da análise do ciclo de vida à agricultura	121
4.1.4.4 - Limitações da análise do ciclo de vida	125
4.1.4.5 - Potencialidades da análise do ciclo de vida na avaliação ambiental da agricultura	128
4.2 - METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO ECONÓMICA	129
4.2.1 – Avaliação económica de actividades agrícolas	129
4.2.1.1 – Conta de actividade	132

4.2.1.1.1 – Formato Geral	133
4.2.1.1.2 – Formato Barros e Estácio	135
4.2.1.1.3 – Formato RICA	136
4.2.2 – Modelos para análise de políticas agrícolas	137
4.2.2.1 - Modelos econométricos	139
4.2.2.2 - Modelos de programação matemática	140
4.2.2.3 - Aplicação de modelos de programação matemática na análise de política agrícola	144
4.3 – Conclusões	146

CAPÍTULO 5 – MATERIAL E MÉTODOS

5.1 - Caracterização das explorações agrícolas.....	149
5.1.1 - Exploração mista	150
5.1.1.1 – Descrição de actividades	152
5.1.1.1.2 – Actividades vegetais e tecnologias de produção	152
5.1.1.1.2.1 – Olival	152
5.1.1.1.2.2 – Culturas cerealíferas	152
5.1.1.1.2.3 – Culturas forrageiras	154
5.1.1.1.2.4 – Pastagem natural melhorada	155
5.1.1.1.3 – Actividade pecuária	156
5.1.2 - Exploração de culturas arvenses	160
5.1.2.1 – Actividades vegetais e tecnologias de produção	162
5.1.2.1.1 – Olival	162
5.1.2.1.2 - Culturas arvenses com tecnologia convencional de mobilização de solo	163
5.1.2.1.3 - Culturas arvenses com tecnologia de sementeira directa	165
5.2 – Implementação das metodologias usadas na avaliação ambiental	167
5.2.1 - Balanço azotado e eficiência do azoto	167
5.2.2 – Balanço energético e eficiência da energia.....	168
5.2.2.1 – Balanço energético	168
5.2.2.1.1 - <i>Input</i> de energia directa	168
5.2.2.1.1 - <i>Input de energia indirecta</i>	170
5.2.2.1.2 - <i>Output</i> energético	172
5.2.2 – Eficiência de energia	172
5.2.3 – Análise do ciclo de vida	173
5.3 – Avaliação económica.....	176

5.3.1 – Avaliação económica das actividades	176
5.3.1.1 - Proveitos das actividades	177
5.3.1.2 – Encargos variáveis	177
5.3.1.3 – Encargos fixos	179
5.3.1.4 – Indicadores económicos	180
5.3.2 - Modelos de programação matemática	181
5.3.2.1 - Modelo desenvolvido para a exploração mista	181
5.3.2.2 - Modelo desenvolvido para a exploração de culturas arvenses	186

CAPÍTULO 6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 - Avaliação ambiental de actividades vegetais	193
6.1.1 - Avaliação ambiental de cereais e forragens da exploração mista	193
6.1.1.1 - Balanço azotado e eficiência do azoto de cereais e forragens da exploração mista	194
6.1.1.2 - Balanço energético e eficiência da energia de cereais e forragens da exploração mista	196
6.1.1.2.1 – Input energético de cereais e forragens da exploração mista	196
6.1.1.2.2 - Balanço energético de cereais e forragens da exploração mista	197
6.1.1.2.3 - Eficiência da energia de cereais e forragens da exploração mista	198
6.1.1.3 - Avaliação ambiental através da análise do ciclo de vida de cereais e forragens	199
6.1.1.3.1 - Gases com efeito de estufa	199
6.1.1.3.2 - Acidificação	200
6.1.1.3.3 – Eutrofização	201
6.1.1.3.4 - Eco-indicador 95	202
6.1.1.3.5 - Eco-indicador 99	204
6.1.1.4 – Síntese da avaliação ambiental de cereais e forragens	206
6.1.2 – Avaliação ambiental de actividades vegetais da exploração de culturas arvenses	207
6.1.2.1 – Balanço azotado e eficiência do azoto de culturas arvenses	208
6.1.2.2 - Balanço energético e eficiência da energia de culturas arvenses	210
6.1.2.2.1 - Input de energia e balanço energético	210
6.1.2.2.2 – Eficiência de energia	211
6.1.2.3 - Avaliação ambiental através da análise do ciclo de vida de culturas arvenses	213

6.1.2.3.1 – Emissão de gases com efeito de estufa	213
6.1.2.3.2 – Acidificação	214
6.1.2.3.3 – Eutrofização	215
6.1.2.3.4 – Eco-indicador 95	216
6.1.2.3.5 - Eco-indicador 99	218
6.1.2.4 – Síntese da avaliação ambiental de culturas arvenses	222
6.1.3 – Discussão e validação de resultados de indicadores	224
6.1.3.1 – Balanço de azoto	225
6.1.3.2 – Eficiência do azoto	230
6.1.3.3 – Input de energia	232
6.1.3.4 – Eficiência da energia	237
6.1.3.5 – Emissão de gases de efeito de estufa	242
6.1.3.6 – Acidificação	246
6.1.3.7 – Eutrofização	248
6.1.4 – Considerações finais	251
6.2 – Avaliação económica	252
6.2.1 – Avaliação económica de cereais e forragens da exploração mista	253
6.2.1.1 - Custos de produção de cereais e forragens	253
6.2.1.2 - Margens Brutas, Margens Líquidas e Rendibilidade Global dos Factores de cereais e forragens	255
6.2.2 - Avaliação económica de culturas arvenses	257
6.2.2.1 – Custos de produção das culturas arvenses	257
6.2.2.2 - Margens Brutas, Margens Líquidas e Rendibilidade Global dos Factores de culturas arvenses	259
6.3 - Avaliação dos efeitos económicos e ambientais da alteração da PAC	261
6.3.1 – Resultados da aplicação do modelo de programação linear na exploração Mista	262
6.3.1.1 – Validação do cenário base	263
6.3.1.2 – Cenário RPU	266
6.3.2 – Resultados da aplicação do modelo de programação linear na exploração de culturas arvenses	269
6.3.2.1 – Cenário base	270
6.3.2.2 – Cenário 1: Medidas Agro-Ambientais	272
6.3.2.3 – Cenário 2: RPU	275
6.3.2.4 – Breve análise comparativa dos resultados das explorações	277

6.3.2.4.1 – Cenário base	279
6.3.2.4.2 – Cenário RPU	281
CAPÍTULO 7 – CONCLUSÕES	285
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	293
ANEXO	

ÍNDICE DE QUADROS

	pag
Quadro 2.1 - Potencial de aquecimento global dos diferentes gases de efeito de estufa	36
Quadro 4.1. Características e quadros metodológicos de avaliação da sustentabilidade ao nível da exploração agrícola	97
Quadro 5.1 - Necessidades energéticas do efectivo reprodutor	157
Quadro 5.2 - Necessidades energéticas de vitelos até ao desmame	158
Quadro 5.3 - Evolução das necessidades das fêmeas de substituição	158
Quadro 5.4- Produtividades das culturas da exploração mista	159
Quadro 5.5 – Coeficientes energéticos dos fertilizantes	170
Quadro 5.6 – Coeficientes energéticos dos fitofármacos	171
Quadro 5.7 - Matriz simplificada do modelo de programação linear para a exploração mista	185
Quadro 5.8 – Matriz simplificada do modelo de programação linear para a exploração de culturas arvenses	189
Quadro 6.1 – Balanço azotado e eficiência do azoto de cereais e forragens da exploração mista	194
Quadro 6.2 – Balanço energético e eficiência da energia por actividade	196
Quadro 6.3 – Impacte ambiental de cereais e de forragens determinado pelo método do Eco-indicador 95 (Pt/ha)	203
Quadro 6.4 - Impacte ambiental de cereais e de forragens determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)	204
Quadro 6.5 - Indicadores utilizados na avaliação ambiental de cereais e de forragens	206
Quadro 6.6 – Balanço azotado e eficiência do azoto de culturas arvenses	208
Quadro 6.7 – Balanço energético e eficiência da energia por actividade	211
Quadro 6.8 - Impacte ambiental de culturas arvenses determinado pelo método do Eco-indicador 95 (Pt/ha)	217
Quadro 6.9 - Impacte ambiental de culturas arvenses determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)	219
Quadro 6.10 - Indicadores utilizados na avaliação ambiental de culturas arvenses	223

	pag
Quadro 6.11 – Valores de balanço de azoto de cereais	226
Quadro 6.12 – Valores de balanço de azoto da ervilha	228
Quadro 6.13 – Valores de balanço de azoto do girassol	228
Quadro 6.14 – Valores de eficiência do azoto de cereais	230
Quadro 6.15 – Valores de eficiência do azoto em forragens	231
Quadro 6.16 – Eficiência do azoto da ervilha	232
Quadro 6.17 – Eficiência do azoto do girassol	232
Quadro 6.18 - Input de energia de cereais (GJ/ha)	233
Quadro 6.19 - Input de energia de forragens (GJ/ha).....	235
Quadro 6.20 - Input de energia da ervilha (GJ/ha)	236
Quadro 6.21 - Eficiência de energia de cereais	238
Quadro 6.22 - Eficiência de energia de forragens	239
Quadro 6.23 - Eficiência de energia da ervilha	240
Quadro 6.24 - Eficiência de energia de girassol	241
Quadro 6.25 – Emissão de gases de efeito de estufa de cereais	243
Quadro 6.26 – Emissão de gases de efeito de estufa de forragens	244
Quadro 6.27 – Emissão de gases de efeito de estufa da ervilha	245
Quadro 6.28 – Emissão de gases de efeito de estufa do girassol	246
Quadro 6.29 – Emissão de substâncias acidificantes de cereais	247
Quadro 6.30 – Emissão de substâncias acidificantes das várias culturas	248
Quadro 6.31 – Emissão de substâncias eutrofizantes de cereais	249
Quadro 6.32 – Emissão de substâncias eutrofizantes de forragens	250
Quadro 6.33 – Emissão de substâncias eutrofizantes do girassol e ervilha	251
Quadro 6.34 - Custo de produção completo e estrutura de custos de cereais e forragens	253
Quadro 6.35 – Margem Bruta, Margem líquida e Rendibilidade Global dos Factores	256
Quadro 6.36 - Custo de produção completo e estrutura de custos das culturas arvenses dos cereais e das forragens da exploração mista (€/ha)	258
Quadro 6.37 – Margem Bruta, Margem Líquida e Rendibilidade Global dos Factores (RGF) das culturas arvenses (€/ha)	260
Quadro 6.38 – Resultados do modelo desenvolvido para a exploração mista.....	264

	pag
Quadro 6.39 - Outputs resultantes da simulação do modelo desenvolvido para a exploração de culturas arvenses com diferentes cenários	270
Quadro 6.40 – Síntese dos resultados da exploração mista e de culturas arvenses...	278

ÍNDICE DE GRÁFICOS

	pag
Gráfico 6.1 – Balanço azotado de cereais e forragens da exploração mista (KgN/ha)	195
Gráfico 6.2 – Eficiência azotada de cereais e forragens da exploração mista (%)	195
Gráfico 6.3 – Balanço energético de cereais e forragens da exploração mista (GJ/ha).....	197
Gráfico 6.4 – Eficiência energética de cereais e forragens	198
Gráfico 6.5 - Emissão de gases de efeito de estufa (Kg CO ₂ eq./ha) de cereais e forragens	199
Gráfico 6.6 – Emissão de substâncias acidificantes (Kg SO ₂ equiv./ha) de cereais e forragens	201
Gráfico 6.7 – Emissão de substâncias eutrofizantes (Kg de PO ₄ equiv./ha) de cereais e forragens	202
Gráfico 6.8 – Contribuições padronizadas do Eco-indicador 95 de cereais e forragens (Pt/ha)	203
Gráfico 6.9 - Impacte ambiental de cereais e de forragens determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)	205
Gráfico 6.10 – Eficiência energética de culturas arvenses	212
Gráfico 6.11 - Emissão de gases de efeito de estufa de culturas arvenses (Kg de CO ₂ equiv./ha)	213
Gráfico 6.12 - Acidificação em culturas arvenses (Kg de SO ₂ equiv./ha)	215
Gráfico 6.13 - Eutrofização em culturas arvenses (Kg de PO ₄ eq./ha)	216
Gráfico 6.14 - Contribuições padronizadas do Eco-indicador 95 de culturas arvenses (Pt/ha)	218
Gráfico 6.15 - Impacte ambiental de culturas arvenses determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)	220

ÍNDICE DE FIGURAS

	pag
Figura 4.1 – Representação de factores que afectam o estado do sistema agrícola e os fluxos de produtos e emissões	91
Figura 4.2 – Interacção entre o sistema e o ambiente.....	114
Figura 4.3 – Sequência de operações da avaliação de impacte ambiental	116
Figura 4.4 – Representação esquemática da estrutura do Eco-Indicador 95	118
Figura 4.5 – Representação esquemática da estrutura do Eco-Indicador 99	121
Figura 4.6 . Represntação esquemática da análise do ciclo de vida do Sistema de bovinos de carne	126

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO, OBJECTIVOS E ORGANIZAÇÃO

As questões relativas ao ambiente adquiriram uma importância fundamental nas décadas de setenta e oitenta, do século passado, quando a utilização duradoura dos recursos naturais, a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola, a protecção do ambiente e a qualidade dos produtos agro-alimentares oferecidos aos consumidores se tornaram questões centrais na opinião pública e nas instituições comunitárias.

O desenvolvimento sustentável foi definido no final dos anos 80 como “o desenvolvimento capaz de permitir às gerações presentes satisfazerem as suas necessidades sem comprometer a satisfação das necessidades das gerações futuras” (Brundtland et al., 1991).

Alargando o conceito à agricultura Barbier (1987) defende que a actividade agrícola para que seja considerada sustentável tem que ser viável do ponto de vista económico e ambiental, justa em termos económicos e sociais e aceitável do ponto de vista social e ambiental.

1.1 - A agricultura e o ambiente

A diversidade e complexidade das relações entre a agricultura e o ambiente, assim como a interdependência dos factores de pressão ambiental decorrentes da actividade agrícola determinam a possibilidade de impactes no âmbito da biodiversidade e da paisagem, mas sobretudo ao nível do solo, da água e do ar.

O solo e a água, por serem considerados factores determinantes da produção agrícola têm sido objecto de vários estudos abordando aspectos ambientais específicos como a compactação e o risco de erosão e os problemas decorrentes da poluição causada por fertilizantes, nomeadamente os azotados (nitratos), e pesticidas.

Correspondendo a um domínio de investigação mais recente, as questões relacionadas com as alterações climáticas, a emissão de gases de efeito de estufa, a

acidificação e a eutrofização de origem agrícola adquiriram importância em função das implicações da assinatura do Protocolo de Quioto e do Protocolo de Gotemburgo.

No âmbito do Protocolo de Quioto, Portugal assumiu o objectivo de limitar o aumento das emissões de gases com efeito de estufa em 27%, no período de 2008 a 2012, relativamente aos valores de 1990. O dióxido de carbono, o metano e o óxido nítrico são os principais gases com efeito de estufa que contribuem para o aquecimento global do planeta (o óxido nítrico também reduz a camada do ozono).

Estima-se que a contribuição do sector agrícola nacional nas emissões totais de gases de efeito de estufa seja de 15%, sendo responsável por 45% das emissões totais de CH₄ e por 71% das emissões de N₂O (MADRP, 2002).

O Protocolo de Gotemburgo, teve como objectivo principal diminuir a emissão de enxofre, óxido nítrico, compostos orgânicos voláteis e amoníaco, de forma a reduzir os danos ambientais relacionados com a acidificação e a eutrofização dos recursos hídricos e dos solos e, em menor grau, com o nível de ozono.

1.2 - A avaliação ambiental das actividades agrícolas

A avaliação ambiental das actividades agrícolas deverá constituir o primeiro passo no processo global de avaliação da sustentabilidade da agricultura (Payraudeau e van der Werf, 2005).

O impacto ambiental da actividade agrícola pode ser avaliado ao nível da parcela, da exploração e da região agrícola ou numa escala mais alargada ao nível nacional ou supranacional (OECD, 2001). A natureza e complexidade das relações entre a agricultura e o ambiente traduzida na diversidade dos impactos ambientais decorrentes da actividade agrícola, implica a utilização de objectivos e de metodologias de avaliação específicas para cada escala espacial.

A avaliação ambiental deve incluir aspectos como o consumo de recursos bióticos e abióticos, as emissões nocivas para o ar, água e solo, assim como a potencial

toxicidade para os ecossistemas e os seres humanos e basear-se em indicadores simples, de fácil execução prática e suficientemente completos e precisos para evitar erros de diagnóstico.

Das diferentes metodologias que têm sido propostas para a avaliação ambiental das actividades e das explorações agrícolas baseados, quer na síntese de resultados obtidos em parcelas individuais, quer em abordagens holísticas das explorações, destacam-se o balanço do azoto e de energia, baseados na quantificação de *inputs* e *outputs*.

O balanço azotado, determinado pela diferença entre o *input* e *output* de azoto (OCDE, 2001) é considerado um indicador de simples determinação e de grande utilidade para avaliar a eficiência e o potencial impacte ambiental do uso deste nutriente (Schröder et al., 2003).

O *input* de energia corresponde ao somatório de energia directa e indirecta. A energia directa está associada ao consumo de directo de combustíveis e a indirecta à energia contida nos fertilizantes, pesticidas, sementes, máquinas, etc. A utilização do input de energia pode ser um instrumento importante para caracterizar os sistemas de produção, identificar técnicas culturais que permitam uma economia energética e, consequentemente, reduzir os custos de produção e as emissões de gases de efeito de estufa (Bochu, 2001; Ceccon et al., 2002).

Mais recentemente, assistiu-se a um aumento significativo da utilização da metodologia da análise do ciclo de vida no estudo e comparação de produtos agro-alimentares, de culturas vegetais, de técnicas culturais e de explorações agrícolas (Mattsson et al., 2000; Haas et al., 2001; Bentrup et al., 2004). Esta metodologia permite avaliar um grande número de impactes ambientais associados a um produto, processo ou actividade, através da análise e quantificação do consumo de recursos e das emissões resultantes. Com este objectivo desenvolveram-se indicadores agregados, nomeadamente o Eco-indicador 95, que exprime num único valor o impacte ambiental resultante de diferentes categorias de danos ambientais.

1.3 - O contexto da Política Agrícola Comum

A Directiva do Conselho 79/409/CEE relativa à protecção das aves selvagens e a Directiva dos Nitratos (676/91) visando a mitigação dos efeitos poluentes da actividade agrícola marcam o início da transposição para a legislação das preocupações ambientais relacionadas com a agricultura.

No entanto, é com as medidas Agro-Ambientais (Reg. CEE 2078/92) introduzidas na reforma da Política Agrícola Comum (PAC) de 1992, que a integração da dimensão ambiental na PAC assume maior relevância. Face à crescente degradação ambiental originada, em grande parte, pela filosofia produtiva da Política Agrícola Comum (PAC) implementada no pós-guerra, tornou-se imperioso reformular a PAC no sentido de garantir a sustentabilidade da agricultura, assegurar a disponibilidade de recursos para o desenvolvimento sócio-económico, permitir a viabilidade do sector agrícola, tendo em consideração a diversificação das actividades não agrícolas, e preservar os recursos naturais e o meio ambiente.

Em termos de política de preços e de apoio ao rendimento dos agricultores esta reforma introduziu o alinhamento dos preços comunitários aos preços do mercado mundial, nomeadamente nos cereais, oleaginosas e proteaginosas, propondo-se compensar a diminuição do rendimento dos agricultores através de pagamentos directos em função da área cultivada. Na produção animal reduziram-se os preços de intervenção (como por exemplo a carne de bovino), mas como compensação foram introduzidos subsídios aos animais (prémio à vaca aleitante e prémio aos bovinos machos).

Em 1998, o Conselho Europeu reafirmou o seu compromisso de integrar o ambiente e o desenvolvimento sustentável em todas as políticas comunitárias, convidando o Conselho de Agricultura a continuar a desenvolver esforços, com vista a uma maior integração da componente ambiental nas orientações da PAC.

A reforma da PAC no âmbito da Agenda 2000 e, sobretudo, a reforma intercalar de 2003 reforçaram a importância da dimensão ambiental da agricultura.

A Agenda 2000 teve como objectivos o reforço da competitividade do sector agrícola e da sustentabilidade da agricultura. Nas Medidas Agro-Ambientais, foram introduzidas ou reforçadas ajudas a práticas culturais, visando a protecção e melhoria do ambiente, dos solos e da água, nomeadamente a sementeira directa, a mobilização mínima, os sistemas arvenses de sequeiro e os sistemas forrageiros extensivos. Na política de preços e mercados reforçaram-se as linhas orientadoras da reforma de 1992, nomeadamente a redução nos preços de intervenção dos cereais, da carne de bovino e do leite e a compensação das perdas de rendimento através de pagamentos directos.

A promoção da competitividade do sector agrícola, o incentivo da multifuncionalidade do espaço rural e a necessidade da utilização sustentável dos recursos, principais objectivos da reforma da PAC de 2003, representam um reforço claro dos objectivos pretendidos na reforma da Agenda 2000.

A reforma intercalar da Política Agrícola Comum aprovada em 2003, para além de aprofundar as orientações emanadas das reformas anteriores, introduziu alterações importantes nos instrumentos de apoio ao rendimento dos agricultores. A substituição das ajudas directas à produção, previstas nas reformas anteriores, na maioria dos regulamentos das Organizações Comuns de Mercado, por um regime de pagamento único por exploração, sujeito a normas de eco-condicionalidade e a limitações na reconversão dos sistemas de produção, constitui uma das principais alterações da reforma de 2003.

O regime de pagamento único ao desviar o apoio do produto para o apoio ao produtor pode alterar significativamente as opções produtivas dos agricultores. As actividades cuja rentabilidade, até esta reforma, dependia grandemente dos subsídios recebidos poderão ser abandonadas e substituídas por outras que permitam uma afectação mais racional, do ponto de vista económico, dos recursos disponíveis na exploração.

Conjuntamente com a avaliação económica provocada pela previsível alteração das orientações produtivas a implementar pelos agricultores importa também

avaliar os seus efeitos em termos de impactes ambientais. Face à crescente integração da componente ambiental na PAC tornou-se imperioso avaliar o desempenho ambiental da actividade agrícola e a sustentabilidade da agricultura. A concretização deste objectivo implica a utilização de metodologias e indicadores que disponibilizem informação aos vários intervenientes na actividade agrícola, desde os decisores políticos e técnicos aos agricultores.

1.4 - Objectivos e organização

O desenvolvimento sustentável do Alentejo passa, entre outros aspectos, pela implementação de uma agricultura ajustada aos recursos existentes e orientada por objectivos de âmbito económico, ambiental e social (Fernandes, 1999).

As condições edafo-climáticas desta região influenciam fortemente a produtividade, condicionam a rentabilidade económica e determinam o impacto ambiental dos seus sistemas produtivos. Assim, é importante proceder à avaliação dos sistemas e actividades de produção agrícola desenvolvidas nas explorações tendo em consideração as principais características estruturais que os condicionam.

Simultaneamente, essa avaliação dos sistemas de produção agrícola deve ser enquadrada pelas orientações e alterações da Política Agrícola Comum, uma vez que o ambiente sócio-económico em que as empresas agrícolas operam depende fortemente das orientações da PAC e das condições de mercado (Marques, 1992). As opções produtivas tomadas pelos agricultores, são condicionadas pelos níveis de preços e das ajudas concedidas. Os impactes ambientais são determinados pelas opções produtivas adoptadas.

Esta dissertação tem como objectivo fundamental proceder à avaliação ambiental dos sistemas e actividades de produção agrícola de sequeiro com grande representatividade na região do Alentejo e à integração dessa componente ambiental na avaliação económica desses sistemas e actividades no contexto da reforma da PAC,

nomeadamente da introdução de medidas agro-ambientais no âmbito da Agenda 2000 e do Regime de Pagamento Único (RPU) de 2003.

A produção de culturas arvenses e a produção de bovinos em sistema extensivo baseada na produção de pastagens e de forragens e no aproveitamento das palhas e dos restolhos para alimentação dos animais são sistemas de produção de sequeiro com grande representatividade nesta região.

Existe a convicção de que estes sistemas e actividades de produção agrícola não originam grandes impactes ambientais, mas são poucos os estudos e indicadores determinados ao nível das explorações que sustentem esta convicção.

Com o objectivo de determinar esses efeitos ambientais e de os integrar na avaliação económica desses sistemas produtivos foram seleccionadas duas explorações reais do Alentejo, uma exploração de culturas arvenses e uma exploração mista. A exploração de culturas arvenses dedica-se, exclusivamente, à produção de actividades vegetais (girassol, trigo duro, ervilha), enquanto a exploração mista se dedica à produção de bovinos de carne em regime extensivo e à produção de cereais.

Para a concretização deste objectivo são calculados indicadores ambientais e económicos das actividades agrícolas desenvolvidas em cada exploração. Na avaliação ambiental procede-se à quantificação das entradas e de saídas de azoto e energia visando determinar o balanço azotado e energético, à determinação das cargas ambientais associadas à emissão de gases de efeito de estufa, da acidificação e da eutrofização e à determinação do impacte ambiental global utilizando o indicador agregado Eco-indicador 95 definido através do programa SimaPro, utilizando a metodologia da análise do ciclo de vida. Na avaliação económica procede-se à determinação dos custos de produção, da margem bruta, da margem líquida e da rendibilidade global dos factores com base nas respectivas contas de actividade.

Posteriormente, são desenvolvidos modelos de programação linear para as duas explorações, integrando indicadores anteriormente determinados, com o objectivo

de avaliar os impactes económicos e ambientais decorrentes dos ajustamentos na afectação e valorização de recursos e nas actividades produtivas e de relacionar a avaliação económica e ambiental, quantificando a relação de troca (*trade-off*) destes dois critérios de avaliação, através da determinação dos custos marginais dos indicadores ambientais, decorrentes dos ajustamentos produzidos com as alterações da reforma da PAC de 2000, nomeadamente das medidas agro-ambientais relativas à sementeira directa, e da reforma de 2003, relativamente à introdução do RPU.

Incluindo este capítulo inicial de introdução, objetivos e organização, esta tese estrutura-se em sete capítulos. O próximo, tem como objetivo principal o estudo das complexas relações entre as actividades agrícolas e pecuárias e o ambiente, procurando identificar as principais causas de poluição do ar, do solo e da água com origem nas actividades agrícolas. O papel da agricultura nos domínios da biodiversidade também é abordado. Em cada um destes domínios é referido e discutido, embora de forma sumária, um conjunto de boas práticas agrícolas cuja adopção poderá contribuir para minimizar os impactes referidos anteriormente.

No terceiro capítulo procede-se a uma revisão sobre o enquadramento histórico da integração das questões ambientais na Política Agrícola da União Europeia, analisando-se as várias fases da construção e desenvolvimento da Política Ambiental e da Política Agrícola Comum. Na parte final deste capítulo evidenciam-se as principais alterações introduzidas com a reforma Intercalar da PAC de 2003 relativamente à Agenda 2000, nomeadamente a substituição das ajudas à produção por um novo instrumento de apoio ao rendimento dos agricultores, o regime de pagamento único, de forma a enquadrar no contexto da PAC a avaliação económica e ambiental das explorações agrícolas objecto de estudo.

No capítulo quatro são descritos diferentes métodos de avaliação da componente ambiental ao nível das explorações agrícolas, analisando-os comparativamente em termos de objetivos pretendidos e de indicadores utilizados. A metodologia da análise do ciclo de vida e a sua aplicação ao sector agrícola é realçada, descrevendo-se as categorias de impactes ambientais avaliadas, os indicadores

utilizados e as suas limitações e potencialidades. Posteriormente descrevem-se metodologias de elaboração de orçamentos de actividade e indicadores económicos utilizados na avaliação de actividades agrícolas. Por fim aborda-se a importância da utilização de modelos de programação matemática, ao nível da exploração agrícola e do sector, para analisar os efeitos das políticas agrícolas.

No quinto capítulo referente ao material e métodos descrevem-se em primeiro lugar as características edáficas, estruturais e técnicas das explorações utilizadas e os respectivos planos de produção, referindo-se para cada actividade os aspectos considerados relevantes para a sua avaliação ambiental e económica. Seguidamente descrevem-se as metodologias utilizadas na avaliação ambiental e económica das culturas praticadas nas duas explorações. A determinação do balanço azotado, balanço energético é descrita pormenorizadamente, assim como os aspectos essenciais da utilização do programa SimaPro 6,0 na determinação do impacto ambiental global através do Eco-Indicador 95. Descreve-se também a determinação do custo de produção por hectare, a estrutura de custos, a margem bruta, a margem líquida e a rendibilidade global dos factores na avaliação económica das diferentes culturas. Por último descrevem-se os modelos de programação matemática utilizados na avaliação económica e ambiental e na quantificação do *trade-off* destes dois critérios de avaliação para cada uma das explorações estudadas no quadro da Agenda 2000 e no âmbito da reforma Intercalar da PAC de 2003.

No capítulo sexto, referente aos resultados e discussão, a primeira parte incide sobre a avaliação ambiental de culturas cerealíferas e forrageiras desenvolvidas na exploração mista e na exploração de culturas arvenses sobre actividades utilizando a tecnologia convencional de mobilização de solo ou a tecnologia de sementeira directa. Para a sua validação e inclusão nos modelos utilizados na análise dos efeitos da alteração da política agrícola os resultados são comparados com os referidos na bibliografia (*benchmark*).

Posteriormente são apresentados e discutidos os resultados referentes aos indicadores económicos das principais actividades vegetais desenvolvidas nas duas explorações. Na parte final deste capítulo são apresentados e discutidos os resultados

dos modelos desenvolvidos para as duas explorações com o objectivo de quantificar em termos económicos e ambientais e a relação de troca destes efeitos decorrentes dos ajustamentos produzidos com as alterações da PAC no quadro da Agenda 2000 e no âmbito da reforma da PAC de 2003.

O último capítulo apresenta as principais conclusões face aos objectivos atingidos e perspectiva o desenvolvimento de linhas de investigação futuras.

CAPÍTULO 2 - A RELAÇÃO ENTRE AGRICULTURA E AMBIENTE

O carácter biológico da agricultura determina a existência de um alto grau de interacção e mesmo interdependência entre a agricultura e o meio ambiente.

Os recursos naturais, nomeadamente o solo, a água, e o ar, parte integrante do ambiente, são essenciais para o desenvolvimento das actividades de produção agrícola.

O normal funcionamento das actividades agrícolas reflecte-se, positiva ou negativamente, sobre o ambiente.

Neste capítulo são abordadas as complexas relações entre as actividades agro-pecuárias e o ambiente. Neste contexto, serão inicialmente definidos os diferentes conceitos de biodiversidade e discutidas as relações entre as actividades agrícolas e a biodiversidade. Seguidamente, procurar-se-á identificar as principais causas de poluição do ar, do solo e da água com origem nas actividades agrícolas. Em cada domínio serão referidas e discutidas, embora de forma sucinta, um conjunto de boas práticas agrícolas cuja adopção contribuirá para minimizar os impactes referidos anteriormente.

2.1 - O contexto da actividade agrícola

A agricultura e a natureza estão fortemente interligadas, estabelecendo entre si relações complexas. Das actividades agrícolas podem resultar impactes, quer positivos quer negativos, sobre o ambiente.

Os impactes da actividade agrícola sobre o meio ambiente são devidos, por um lado, à utilização de recursos naturais e, por outro lado, à incorporação de factores externos utilizados na produção ou dos elementos físicos ou biológicos gerados dessa produção.

Estes impactes podem-se manifestar quer através da alteração da qualidade, quer da quantidade de recursos naturais localmente disponíveis, que são fundamentais para os habitats naturais, biodiversidade e paisagem. A maior ou menor extensão destes impactes depende das estruturas agrícolas, do nível de actividade traduzida na quantidade de terra e outros recursos usados e dos efeitos das práticas agrícolas nos ecossistemas.

Os sistemas agrícolas tanto podem contribuir para a manutenção de paisagens tradicionais, a preservação de habitats e da biodiversidade e a utilização sustentável da água e do solo, como podem originar a poluição ou contaminação destes recursos, a degradação da paisagem e dos habitats e a redução da biodiversidade. A agricultura origina, simultaneamente, produtos agrícolas (alimentos e matérias primas) e ambientais (paisagens, bens ecológicos, etc.) sendo fonte e receptora de externalidades ambientais.

Nas últimas décadas assistiu-se a importantes alterações nos sistemas europeus de produção agrícola, intimamente, relacionados com as orientações emanadas da Política Agrícola Comum. Nos anos subsequentes à criação da PAC, a adopção de sistemas intensivos de agricultura e de pecuária contribuiu, de forma significativa, para a poluição de águas superficiais e subterrâneas, a poluição do ar, a degradação do solo, a perda de biodiversidade e a alteração das paisagens rurais (Montgolfier, 1992; Comisión Europea, 1998; Soveral-Dias, 1999).

A consciencialização da importância destes efeitos contribuiu para a incorporação da componente ambiental na PAC nas sucessivas reformas efectuadas em 1992, 1999 e 2003.

Actualmente, os agricultores para além da incumbência de produzir alimentos de qualidade devem também desempenhar funções de “guardiães do meio rural”, garantindo a viabilidade económica da produção agrícola e administrando os recursos naturais da exploração. Esta dupla e complementar responsabilidade é de extrema importância para a manutenção dos ecossistemas que criam uma envolvente semi-natural constituída por um elevado número de habitats e de espécies, que tenderiam a alterar-se ou mesmo desaparecer se a actividade agrícola se extinguisse desses locais (Comisión Europea, 1999).

Os sistemas agrícolas podem exercer pressões sobre o ambiente nos domínios do solo, da água e do ar. Neste contexto, a prática de uma agricultura sustentável implica uma gestão dos recursos naturais de forma a assegurar a sua disponibilidade

futura, pelo que a utilização de melhores práticas agrícolas é fundamental para preservar o ambiente.

Numa perspectiva mais ampla de sustentabilidade da agricultura, para além da utilização racional dos recursos naturais, também devem ser considerados os aspectos ligados às terras e ao seu uso, como a protecção de paisagens e de habitats e a biodiversidade.

2.2 – Actividade agrícola e biodiversidade

A biodiversidade, tal como foi definida na Convenção para a Diversidade Biológica, tem um significado amplo dizendo respeito à vida nas suas várias expressões e aos processos que lhe estão associados. Abrange todas as formas de vida, desde a célula até aos organismos complexos e os processos, percursos e ciclos que ligam os organismos vivos entre si formando populações, ecossistemas e paisagens (Comissão Europeia, 2001).

A biodiversidade agrícola deve incluir todos os domínios da biodiversidade abrangendo a diversidade genética, a diversidade das espécies e a diversidade dos ecossistemas.

Entre a agricultura e a biodiversidade deve existir uma relação equilibrada, uma vez que 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.

2.2.1 - Pressões da agricultura sobre a biodiversidade

A especialização e intensificação da agricultura podem conduzir a perda de biodiversidade (Commission Europeenne, 1999). A utilização não sustentável de adubos e

produtos fitofarmacêuticos, o aumento da mecanização, ou a substituição da rotação de culturas pela monocultura são exemplos da pressão induzida pela actividade agrícola na redução da biodiversidade.

Também a redução do número de espécies e variedades utilizadas, a introdução de espécies exóticas, a conversão de ecossistemas naturais para a utilização agrícola, o abandono de terras agrícolas, o emparcelamento (desaparecimento das margens dos campos, sebes, valas, etc.) e o aumento da drenagem e da irrigação constituem ameaças à biodiversidade.

Por outro lado, a marginalização e abandono das terras agrícolas, sobretudo em zonas montanhosas ou zonas onde as condições de cultivo são difíceis, levam a um empobrecimento dos ecossistemas, com diminuição rápida da flora e da fauna.

2.2.2 - Benefícios da agricultura para a biodiversidade

As actividades agrícolas em determinados casos também podem contribuir para a manutenção e enriquecimento da biodiversidade.

O valor paisagístico e cultural da actividade agrícola constitui uma componente ambiental de elevada expressão espacial manifestando-se em padrões de paisagem diferenciados, que variam em função das realidades sócio-culturais e das características climáticas e topográficas determinantes do maior ou menor condicionamento na disponibilidade dos recursos.

A agricultura preserva a biodiversidade ao criar e manter ecossistemas e habitats especiais como os originados pela delimitação das parcelas agrícolas por sebes e valas que proporcionam refúgio e fontes de alimento para a fauna e microfauna.

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 semi-naturais graças ao pastoreio são exemplos dos benefícios que a agricultura proporciona à biodiversidade.

Também os ecossistemas florestais, particularmente de espécies autóctones, são considerados uma importante fonte de diversidade biológica uma vez que os biótipos florestais são suporte de um grande número de espécies que formam nichos ecológicos de grande variabilidade.

No âmbito da preservação e conservação da biodiversidade assumem também particular importância os habitats agrícolas semi-naturais, áreas onde a actividade agrícola tradicional promoveu o estabelecimento de relações intra e inter espécies, criando situações de equilíbrio no meio biofísico, onde se inserem, e que permitiram desenvolver actividades económicas que garantiram a manutenção e o desenvolvimento de vários ecossistemas naturais.

Os habitats podem-se classificar em duas categorias: os habitats incluídos no espaço agrícola e os habitats fora do espaço agrícola, mas integrados nas explorações agrícolas.

Os primeiros são habitats que são aproveitados por usos agrícolas ou por pastoreio regular, abrangendo os habitats em terra limpa (prados e pastagens permanentes espontâneos, melhorados e semeados, pousios e arrozais), habitats sob coberto de matas e florestas (prados e pastagens permanentes e pousios) e as culturas permanentes (olival, amendoal e souto).

Os segundos incluem as áreas não aproveitadas para usos agrícolas ou pastoreio de forma regular e as matas e florestas sem aproveitamento agrícola (GPPAA, 2002).

2.2.3 - Benefícios da biodiversidade para a agricultura

A conservação da biodiversidade biológica é um factor decisivo na actividade agrícola. No centro dos vários processos biológicos utilizados pela agricultura a biodiversidade permite que os agricultores produzam alimentos, produtos não alimentares e serviços.

A utilização da biodiversidade na agricultura tem permitido a criação de novas variedades e raças para a realização de objectivos económicos, técnicos sanitários e ecológicos. A utilização sustentável da diversidade biológica na agricultura possibilita o

recurso a práticas de boa gestão agrícola como, por exemplo, a diminuição da utilização de insecticidas permitida pela utilização de insectos benéficos ou a diminuição de operações de mobilização do solo permitida pelo aumento da actividade biológica do solo (Comissão Europeia, 2001).

2.3 - Actividade agrícola e o solo

O solo pode ser definido como um componente fundamental da biosfera, complexo e dinâmico, constituído por uma fase sólida, composta por materiais orgânicos ou minerais, que variam na sua composição química, tamanho e forma, formando um sistema poroso partilhado pelas fases líquida e gasosa (Varenes, 2003).

No âmbito da agricultura, actividade que mais o utiliza, o solo é um recurso natural finito, que se insere entre a atmosfera, as águas subterrâneas e o coberto vegetal, exercendo funções de armazenamento, filtragem, efeito de tampão e transformação, protegendo o ambiente, preservando a cadeia alimentar e as reservas de água potável. É um sistema complexo e interactivo de regularização do ciclo hidrológico, um importante sumidouro de carbono e uma reserva de biodiversidade, exercendo ainda funções de suporte e de lazer (Calouro, 2005).

Em Portugal continental, a Superfície Agrícola e Florestal abrange 6 322 210 ha, ocupando 71% da superfície continental, repartida pela floresta (38%) e pela agricultura (33%). A Superfície Agrícola Útil (SAU) representa 42% da superfície territorial continental (INE 1999). As terras aráveis representam 46% da SAU, contra 35% das pastagens permanentes e 19% das culturas permanentes (MCOTA, 2002).

Nas regiões do Minho e da Beira Litoral, predominam os solos derivados de rochas ácidas, como os granitos e os xistos, enquanto no sul do país predominam os solos neutros ou mesmo ligeiramente alcalinos (MAOT, 2000). Estima-se que 8% dos solos sejam de boa qualidade, 25% de qualidade moderada e 66% de baixa qualidade.

Na Europa, estima-se que os solos agrícolas degradados, devido a processos de erosão e compactação, ocupem cerca de 157 milhões de hectares (16% da superfície

européia). Na área mediterrânea, cerca de 50-70% do solo agrícola apresenta erosão moderada a alta (Apossolo, 1999).

Em Portugal, cerca de 60% do território continental apresenta risco de erosão moderado e em algumas zonas do Alentejo e do Algarve o risco de erosão é elevado (MAOT, 2005). Em cerca de 90% do território nacional, 69% dos solos possuem risco elevado de erosão¹, 24% risco intermédio e apenas 5% dos solos são dificilmente erodíveis. Portugal apresenta o risco de erosão de solo mais elevado dos países do sul da Europa, apresentando um valor médio de risco de erosão de 4,59 ton.ha⁻¹.ano⁻¹. A área relativa do território nacional com risco potencial elevado de erosão é quase o dobro da área referida para a União Europeia (DGA, 2000).

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.

Nas actividades agrícolas as formas de degradação do solo assumem particular preocupação, já que, para além de poderem assumir formas diferentes (física, química e biológica), entre a constatação inicial do problema e a implementação de medidas para a sua resolução decorre, normalmente, um longo intervalo de tempo.

2.3.1 - Preservação da 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 (Karlen et al., 2003). 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 condicionantes geológicas, hidrológicas, químicas, físicas e biológicas do solo (Bruggen e Semenov, 2000).

¹ As regiões de Lisboa e Vale do Tejo e Alentejo são as que apresentam risco mais elevado de erosão.

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 e diversidade microbiológica, a acidificação, a contaminação, a compactação e a salinização do solo, que serão abordados seguidamente.

2.3.1.1 - Conservação e melhoria da fertilidade

A fertilidade do solo, de acordo com Soveral-Dias (2004), pode ser definida, em sentido lato, 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 (Calouro, 2005), sendo por isso fundamental, nas nossas condições aumentar o teor em matéria orgânica², fertilizar racionalmente as culturas e corrigir a acidez do solo.

O teor de matéria orgânica é, geralmente, mais baixo nos solos cultivados do que nos não cultivados, em virtude de nestes últimos existir um equilíbrio entre as perdas de matéria orgânica devidas à actividade dos microrganismos e as adições resultantes da incorporação dos resíduos vegetais e animais.

Também nas pastagens permanentes os teores de matéria orgânica são mais elevados do que nos solos sujeitos a cultivo anual, particularmente se a quantidade de resíduos orgânicos incorporada no solo for reduzida.

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.

² A quantidade e o tipo de matéria orgânica presente na camada superficial do solo influenciam as suas propriedades físicas, químicas e biológicas. Em particular, afectam a estabilidade da estrutura do solo, a facilidade do seu cultivo, a sua capacidade de retenção para a água e a disponibilidade dos nutrientes para as plantas. Influenciam, igualmente, o comportamento dos eventuais contaminantes veiculados através da aplicação de determinados produtos ao solo.

Para a concretização deste objectivo torna-se necessário conhecer as disponibilidades do solo em nutrientes, os nutrientes que existem na água de rega, as necessidades em nutrientes de cada cultura, em que época a cultura necessita dos nutrientes e a forma de aplicação dos nutrientes.

A reacção³ do solo influencia as suas propriedades físicas, químicas e biológicas, determinando o tipo de vegetação existente, a actividade dos microrganismos, a estabilidade dos agregados e a disponibilidade dos nutrientes para as plantas. A disponibilidade dos nutrientes no solo depende muito do valor do seu pH, o mesmo se verificando com a actividade de muitos microrganismos, que intervêm em processos fundamentais.

A produtividade dos solos ácidos é geralmente baixa, devido a problemas de nutrição mineral, pelo que é aconselhável corrigir a acidez, tanto mais que nesses solos é elevada a probabilidade das culturas absorverem em excesso os metais pesados incorporados através de adubos ou correctivos orgânicos, com os consequentes problemas de toxicidade.

Nos solos alcalinos, nomeadamente nos solos calcários com o complexo de troca dominado pelo cálcio e pelo magnésio, as culturas são afectadas pela deficiência de alguns nutrientes que, podendo existir no solo, estão, no entanto, em formas indisponíveis (Calouro, 2005).

2.3.1.2 - Prevenção da degradação e da erosão

São diversos os processos químicos e físicos, muitos deles provocados e ou acelerados pela acção do Homem, causadores de degradação do solo, tornando-o susceptível a fenómenos de erosão. As principais formas de degradação do solo são a degradação física, química e biológica.

³ O grau de acidez ou alcalinidade do solo é medido através da concentração de hidrogeniões na solução do solo. Avalia-se através de uma escala de pH, geralmente medido numa suspensão solo/água, considerando-se solos ácidos os que apresentam valores de pH inferiores a 6,5, enquanto valores superiores a 7,5 indicam solos alcalinos. Os solos neutros são os que apresentam valores de pH entre 6,6 e 7,5.

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 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 pode-se acrescentar a ocorrência de incêndios e o abandono de áreas agrícolas.

Em Portugal, a erosão hídrica é muito frequente devido às nossas características climáticas. Durante o processo de erosão ocorre um arrastamento selectivo de elementos, nomeadamente argila e matéria orgânica, pelo que a erosão implica não só uma perda quantitativa de solo, associada à perda da camada superficial, mas também uma diminuição da sua qualidade.

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 e poderá provocar o assoreamento dos cursos de água e de albufeiras.

A erosão ao diminuir a camada superficial do solo também reduz a sua capacidade de fixar dióxido de carbono e reter gases com efeito de estufa.

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 e da quantidade de carbono produzido pela biomassa, assim como da actividade e da diversidade dos microrganismos do solo (Cavigelli et al.,1998). 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 (Calouro 2005).

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, ainda, a manutenção da biodiversidade da vegetação e do solo são os aspectos fundamentais para prevenir a degradação e a erosão do solo e preservar a sua qualidade. O Manual Básico de Práticas Agrícolas: conservação do solo e da água (MADRP, 2000) identifica numerosas práticas culturais⁴ que agravam a erosão 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. Qualquer destes dois aspectos está intimamente relacionado com a intensidade do sistema de mobilização do solo e com a manutenção dos resíduos das culturas na sua superfície (Carvalho e Basch, 1999).

As mobilizações do solo provocam, por um lado, acções de fragmentação com ruptura e deslocação de torrões, segregação e mistura e, por outro lado, acções de compressão devidas às alfaias ou aos pneumáticos que exercem pressão sobre o solo, causando uma diminuição da porosidade.

Tradicionalmente, a preparação do solo para a sementeira consistia na realização de uma lavoura, com charrua de aivecas, seguida de gradagens, esscarificações, rolagens e nivelamentos do solo, principalmente nas culturas

⁴ Práticas culturais que agravam a erosão do solo: rotações culturais desajustadas às características do solo e do clima, inexistência de rotações ou permanência do solo nu durante a época das chuvas; excesso de mobilização do solo, quer através de operações demasiado frequentes, quer através da utilização de equipamentos que pulverizam excessivamente o solo e não deixam resíduos da cultura anterior; mobilização do solo segundo a linha de maior declive, no caso de terrenos declivosos; execução de operações culturais quando o solo apresenta condições de humidade inadequadas; instalação “ao alto” de pomares, olivais ou vinhas em terrenos de declive acentuado, sem protecção do solo durante a época das chuvas; uso de métodos de rega inadequados às condições do terreno e má gestão da água, sobretudo em parcelas onduladas; deficiente distribuição das culturas pelas diferentes parcelas da exploração agrícola; práticas agrícolas que deixem a superfície do solo sem cobertura vegetal durante as épocas do ano de maior precipitação; o excesso de mobilização do solo fora do período de sazon ou com equipamentos que pulverizem a camada superficial do solo.

cerealíferas. A convicção de que o solo precisava de muitas e profundas mobilizações para produzir bem, justificava este conjunto de operações.

A mobilização convencional do solo origina o calcamento do solo abaixo da camada mobilizada, demasiado arejamento conduzindo à rápida oxidação da matéria orgânica, diminuição da infiltração e aumento do escoamento superficial da água e o aumento dos riscos de erosão, por ausência de resíduos à superfície. O aumento da potência de tracção utilizada potencia os riscos de erosão associados à lavoura⁵, nomeadamente a perda de solo, a diminuição de fertilidade, o assoreamento de linhas de água, a contaminação de águas de superfície e subterrâneas, a diminuição da fauna do solo e aumento do CO₂ na atmosfera (Cunha et al., 2005).

Para ultrapassar os problemas associados à mobilização convencional e contribuir para a sustentabilidade do solo, desenvolveram-se novas tecnologias de preparação do solo para a sementeira, nomeadamente a sementeira directa e o sistema de mobilização mínima.

Na sementeira directa não existe passagem de alfaia antes da sementeira, já que é o próprio semeador que mobiliza o solo apenas na linha de sementeira, não se mobilizando a entrelinha. Com esta pequena mobilização na linha pretende-se criar condições que permitam o enterramento da semente e sua posterior germinação.

A mobilização mínima, também referida como mobilização reduzida, é um sistema que, utilizando alfaias de mobilização vertical do solo (escarificadores e chisel), limita ao mínimo necessário o seu uso em relação ao número de passagens, à profundidade de trabalho e à superfície afectada do terreno (Carvalho, 2001)

A mobilização mínima, e particularmente a sementeira directa são uma forma eficaz de reduzir as perdas de água por escoamento superficial e as perdas de solo por erosão, aumentar o teor de matéria orgânica do solo e a melhoria da sua estrutura (Carvalho, 2001).

⁵ A camada superficial do solo rica em matéria orgânica e nutrientes, uma vez invertida, deixa à superfície uma camada susceptível à erosão hídrica. O escoamento superficial da água arrasta consigo partículas de solo e substâncias solúveis e o reviramento do solo e a sua oxigenação conduzem à mineralização mais rápida da matéria orgânica.

Borin et al., (1997), em ensaios realizados em Itália, analisaram três sistemas culturais com diferentes intensidades de mobilização de solo (mobilização convencional, reduzida e sementeira directa), tendo concluído que as práticas de mobilização reduzida e da sementeira directa, permitiam uma redução do consumo de energia e uma decomposição da matéria orgânica de forma mais lenta. O efeito conjunto destes resultados traduziu-se numa redução da emissão de CO₂ para a atmosfera.

Em ensaios realizados no Alentejo, Carvalho e Basch (1999), constataram que a sementeira directa permitiu manter a produtividade da terra, diminuir os custos de produção e proteger o solo contra a erosão, quer física quer biológica. Os mesmos autores afirmam que no caso de sistemas mistos agro-pecuários, a sementeira directa pode ainda ser utilizada como forma de aumentar a produção dos pousios (quantitativa e qualitativamente) e a produção de Inverno de pastagens de leguminosas.

Holland (2004), numa revisão sobre as consequências ambientais da adopção da mobilização de conservação na Europa, salientou os benefícios na melhoria da estrutura e estabilidade do solo e, conseqüentemente na capacidade de retenção de água e na redução do risco de escorrimento e de poluição da água superficial. Salientou ainda os efeitos benéficos dos resíduos deixados no solo e o maior enriquecimento do solo em microrganismos, melhorando os ciclos dos nutrientes e ajudando a combater doenças e pragas das culturas.

2.3.1.3 - Preservação da diversidade microbiana do solo

A diversidade de microrganismos do solo tem sido muito utilizada como indicador da qualidade do solo por estar directamente associada à estabilidade do ecossistema (Kennedy, 1999).

Nos solos cultivados, o número e a actividade dos organismos nele presentes depende, em grande parte, do modelo adoptado para a gestão do solo, já que este influencia, de forma significativa, as condições ambientais envolventes.

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 com elevada proporção de azoto na forma amoniacal⁶, a colocação de coberturas de plástico no solo, as práticas culturais que originam um excesso de água no solo⁷, assim como a compactação e a erosão do solo e a introdução de metais pesados são desfavoráveis à maioria dos organismos do solo.

Pelo contrário, a mobilização mínima⁸, 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, a aplicação de correctivos elevando o pH para valores neutros, a manutenção de níveis adequados de cálcio 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 (Varenes, 2003).

2.3.1.4 - Prevenção da acidificação do solo

Em solos cultivados as plantas removem cations básicos conduzindo, de forma lenta e gradual, a fenómenos de acidificação natural do solo. De modo idêntico, os solos de regiões de maior pluviosidade, devido à lavagem das bases de troca, têm tendência para serem mais ácidos.

O tipo de solo, as culturas instaladas e os fertilizantes aplicados no solo, nomeadamente os que contêm azoto na forma amoniacal ou orgânica, assim como as deposições atmosféricas de NH₃ são as principais causas da acidificação dos solos.

A utilização de sistemas culturais de baixa intensidade de mobilização do solo, nomeadamente a mobilização mínima ou a sementeira directa, pelo facto de promoverem a acumulação de resíduos orgânicos e incrementarem a actividade microbiana, podem conduzir à acidificação da camada superficial do solo.

⁶ Como por exemplo a utilização de sulfato de amónio e de certos chorumes, que podem reduzir, de forma substancial, a população de minhocas.

⁷ Por reduzirem a actividade dos microrganismos aeróbios

⁸ A utilização de sistemas de mobilização mínima ou de sementeira directa, ao promover a acumulação de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, favorece o número e a actividade dos microrganismos, em especial dos fungos, aí predominantes.

A acidificação dos solos, nomeadamente os solos com pH inferior a 4, inviabiliza a sua utilização para fins agrícolas. A acidez excessiva afecta a solubilidade não apenas dos elementos essenciais, mas também dos elementos tóxicos, que podem ser particularmente prejudiciais nos solos fracamente tamponizados, como é frequente nos solos de florestas (Amann et al., 2005).

2.3.1.5 – Prevenção da contaminação do solo

A contaminação do solo agrícola embora possa ocorrer devido a causas naturais, como por exemplo derramamentos acidentais de efluentes industriais, ocorre sobretudo devido à acção directa do homem, através da utilização de adubos e de água de rega contaminada, da utilização de produtos fitofarmacêuticos, da aplicação de efluentes líquidos agro-industriais ou provenientes da pecuária intensiva e da aplicação de estrumes e de lamas de depuração.

Os contaminantes do solo incluem os metais pesados e os contaminantes orgânicos. Nos primeiros incluem-se o cobre, o zinco, o níquel, o chumbo, o crómio e o cádmio, que tendem a permanecer no solo indefinidamente. No segundo grupo incluem-se as moléculas orgânicas, geralmente de síntese, como produtos fitofarmacêuticos ou solventes industriais, podendo ser degradados, em certa extensão, pelos microrganismos do solo, dando origem a compostos químicos que, por vezes, são igualmente contaminantes do solo (Calouro, 2005).

Os produtos agro-químicos (pesticidas, fungicidas e herbicidas) e alguns derivados do petróleo usados como solventes são os compostos que ao contaminarem o solo produzem efeitos nefastos sobre os microrganismos que aí habitam e que podem também contaminar os lençóis freáticos (Varenes, 2003).

De acordo como o Manual Básico de Práticas Agrícolas: conservação do solo e da água (MADRP, 2000), a aplicação de produtos fitofarmacêuticos deverá processar-se de modo a evitar a contaminação do solo para não afectar significativamente os macro e microorganismos responsáveis pela sua fertilidade.



É aconselhável utilizar variedades bem adaptadas às condições regionais já que estas têm maior capacidade de resistência às pragas e doenças e contrariam o desenvolvimento de infestantes.

Os princípios da boa prática fitossanitária e as recomendações da protecção integrada devem ser aplicados de forma a reduzir o uso de produtos fitofarmacêuticos e, sobretudo, a sua correcta utilização de forma a reduzir os riscos de contaminação.

A adopção de produtos de acção específica em detrimento de produtos de largo espectro e a utilização de produtos biodegradáveis permite a diminuição dos perigos ambientais associados à utilização de pesticidas (MADRP, 2000).

2.3.1.6 - Prevenção da compactação do solo

A compactação do solo resulta da circulação de máquinas agrícolas e do pisoteio de animais em pastoreio, principalmente em solos com excesso de humidade ou demasiadamente pulverizados.

Em termos culturais a compactação do solo afecta a sua produtividade dado que limita o crescimento das raízes, reduz o arejamento e a actividade microbiana e a capacidade de infiltração da água no solo (Cunha et al., 2005).

Em termos ambientais o aumento do escoamento superficial resultante da compactação, expõe o solo a processos de erosão e arrastamento de nutrientes e resíduos de pesticidas podendo contaminar as águas superficiais.

Estas consequências devem ser tidas em consideração na adopção de práticas culturais que previnam a compactação do solo.

2.3.1.7 - Prevenção da salinização do solo

A salinização refere-se ao processo de acumulação de sais na solução do solo dando origem aos solos salinos.

A salinização dos solos pode resultar de um processo natural, em regiões áridas e semi-áridas, em que a pluviosidade não é suficiente para provocar a lavagem dos sais que, em consequência, se acumulam à superfície formando uma crosta esbranquiçada. Pode, também, ser fruto da actividade agrícola, designadamente em

zonas regadas com água de má qualidade (água rica em sais) e em solos com má drenagem interna e/ou com lençóis freáticos próximos da superfície (Calouro, 2005).

2.3.1.8 - Os solos agrícolas como sumidouro de carbono

Os ecossistemas agrícolas têm potencial para sequestrar carbono nos solos. O carbono orgânico encontra-se retido, em grande parte, na biomassa viva e na matéria orgânica decomposta, sendo trocado naturalmente entre estes sistemas e a atmosfera através de processos como a fotossíntese, a respiração a decomposição e a combustão. O carbono inorgânico faz parte dos combustíveis fósseis e das rochas calcárias (Calouro, 2005).

No solo, o carbono é armazenado fundamentalmente sob a forma orgânica. Este armazenamento depende, essencialmente, das características do solo, das mobilizações praticadas e do sistema de uso da terra (ocupação cultural), embora os factores climáticos, nomeadamente a temperatura e a humidade, também interfiram.

Existe uma forte interacção entre as práticas de mobilização do solo e o teor de matéria orgânica que ele contém. Em solos sujeitos a mobilização intensa, a acumulação de matéria orgânica e, conseqüentemente, de carbono, ocorre em menor quantidade. A redução da mobilização e, em particular a não mobilização do solo, favorece o aumento da matéria orgânica (PNAC, 2003b). Os resíduos das culturas deixados no solo poderão contribuir para o aumento do teor de matéria orgânica no solo com conseqüentes vantagens no sequestro de carbono.

A sementeira directa ao permitir a redução da taxa de mineralização e menores emissões de CO₂, a partir da oxidação do carbono orgânico no solo, aumenta o potencial do solo em sequestrar o carbono.

Basch e Carvalho (2000), em ensaios de campo realizados no Alentejo, numa rotação de trigo-tritcale-girassol, verificaram um aumento de 0,2 % de matéria orgânica (em 5 anos) com a utilização da sementeira directa comparativamente à utilização de lavoura. Estes autores referem que a utilização da sementeira directa proporcionou um

aumento de 1,043 t de carbono/ha.ano, correspondendo a um sequestro de 3,86 t de CO₂/ha.ano.

Também o sistema cultural e o tipo de solo influenciam o teor de matéria orgânica e de carbono do solo.

Os sistemas culturais baseados em culturas anuais e culturas perenes, em solo nu, apresentam valores médios de carbono mais baixos do que as pastagens permanentes e as florestas, as quais apresentam potenciais de armazenamento de carbono mais elevados e muito próximos entre si.

A alteração do uso da terra, de culturas anuais para culturas permanentes (como as pastagens), conduz a uma incorporação acrescida de carbono no solo, particularmente, devido à redução da mobilização do solo. Esta conversão pode traduzir-se num aumento de carbono no solo da ordem de 0,75 a 1 tonelada de carbono por hectare e ano, para um período de 15-20 anos (PNAC, 2003c).

No que concerne à relação entre o carbono armazenado e o tipo de solo, segundo Calouro (2005) este armazenamento é mais baixo nos solos arenosos e esqueléticos (com cerca de 40 toneladas por hectare) e mais elevada nos solos argilosos e hidromórficos (cerca de 100 toneladas por hectare em média).

Em Portugal, são escassos os elementos sobre a capacidade dos solos agrícolas servirem de sumidouro de carbono, sendo referidos valores de acumulação de carbono no solo de 0,5 t/ha para a floresta e de cerca de 0,3 t/ha para a agricultura (PNAC, 2002).

Pereira et al. (2002), referem quantidades de carbono entre 0,784 e 19,716 Kg/m², obtidos à profundidade de 0-30 cm, assinalando uma tendência para o aumento do carbono em solos sujeitos a precipitações mais elevadas. Verificaram também que as zonas com maior produtividade vegetal eram aquelas onde se verificava maior acumulação de carbono, independentemente da ocupação do solo. As áreas de matos e florestas foram as que apresentaram maior quantidade de carbono comparativamente às ocupadas com culturas e montado.

2.4 - Actividade agrícola e qualidade da água

A água é um bem ambiental indispensável à Vida e ao desenvolvimento de actividades económicas nomeadamente a agricultura (sector que é o maior consumidor de água⁹), influenciando de forma acentuada a qualidade de vida das populações e a manutenção de ecossistemas.

A utilização de produtos fitofarmacêuticos justificada por vantagens económicas comporta riscos associados à sua utilização. Para além dos perigos para a saúde humana e animal, o arrastamento pelo vento dos produtos pulverizados, a lixiviação ou o escoamento são fontes difusas de disseminação no ambiente que podem causar poluição do solo e da água.

Os pesticidas utilizados para protecção das culturas e a distribuição de lamas podem originar contaminações tóxicas, nomeadamente por metais pesados. A erosão eólica e hídrica aumenta a quantidade de sedimentos depositados, afectando a qualidade da água.

Os dejectos provenientes das explorações de produção animal, particularmente as que têm uma alta concentração de efectivos por unidade de superfície, podem contribuir para a poluição da água ao aumentarem o teor em matéria orgânica, baixar o teor em oxigénio da água, para além de originarem contaminações biológicas e aumentarem os teores em substâncias ácidas originadas pela volatilização do amoníaco.

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. Estes factores ao afectarem a qualidade da água de bebida podem constituir um risco sanitário para o Homem (OECD, 2000).

⁹ A agricultura consome cerca de 74,4% da água utilizada em Portugal (MCOTA, 2002). Em 1999, a superfície regada representava 16% da SAU, concentrando-se junto à orla costeira, integrando as bacias hidrográficas dos rios Ave, Vouga, Cávado, Lima, Minho, Mondego, Douro, Lis e Tejo (INE, 1999).

2.4.1 - Contaminação da água pelos nitratos

Na agricultura são utilizados diversos produtos que visam genericamente a obtenção de boas produtividades das culturas, como é o caso dos fertilizantes azotados. As plantas absorvem rapidamente o azoto sob a forma nítrica, isto é, sob a forma de ião nitrato. O fornecimento de azoto em quantidades superiores às necessidades da planta¹⁰ pode originar lixiviação, uma vez que o ião nitrato não é susceptível de ser retido, em quantidade apreciável, pelo complexo argilo-húmico do solo sendo facilmente arrastado para as camadas mais profundas pelas águas de percolação. Os nitratos poderão ser, assim, arrastados para os cursos de água e para os lençóis freáticos, originando progressivamente a sua poluição.

Vários estudos (Chambel, 1992; Duque, 1997; Paralta e Ribeiro, 2001; Serra, et al., 2003), concluem que a poluição das águas por nitratos, em Portugal continental, começa a ser preocupante. A Portaria nº 1433/2006 de 27 de Dezembro identifica dezasseis zonas poluídas e vulneráveis à poluição por nitratos, oito no Continente¹¹ e oito nos Açores.

No caso do Alentejo, vários estudos de qualidade das águas subterrâneas (Serra, et al., 2003), nomeadamente no aquífero de Beja, com terrenos muito férteis (barros) e sujeitos a grande intensidade agrícola, denunciam a presença de concentração de nitratos relacionada com a poluição difusa de origem agrícola que, em muitos casos atingem a concentração de 60 mg/l, ultrapassando os valores limites legais de 50 mgNO₃/L (Palaria e Ribeiro, 2003).

A adopção da directiva relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola (Directiva do Conselho n.º 91/676/CEE, – “Directiva Nitratos”) 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.

Esta Directiva atribuiu a cada Estado Membro a responsabilidade de estabelecer um código de boas práticas agrícolas e a definição e identificação, dentro

¹⁰ Estima-se que cerca de 10 a 60% do azoto proveniente de fertilizantes não é utilizado pelas culturas.

¹¹ Esposende-Vila do Conde, Aveiro, Faro, Mira, Tejo, Beja, Elvas-Vila Boim, Luz-Tavira

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 ¹².

O cumprimento da Directiva impõe aos Estados Membros a elaboração e aplicação de programas de acção para as zonas vulneráveis, integrando um conjunto de disposições¹³ e práticas culturais tendo em vista uma correcta gestão do azoto nas explorações agrícolas e agro-pecuárias 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 contaminação das águas subterrâneas é, na generalidade das situações, persistente, pelo que a recuperação da qualidade destas águas é, por regra, muito lenta e difícil. A protecção das águas subterrâneas deverá constituir um objectivo estratégico da maior importância, no âmbito de um desenvolvimento equilibrado e duradouro,¹⁴ pelo que a prevenção será a chave do problema e inclui a identificação e a aprendizagem de formas de controlo das fontes de contaminação.

A OCDE adoptou como indicador de risco ambiental o balanço do azoto definido como a diferença entre as entradas e as saídas de azoto de um sistema de produção, por hectare de terra agrícola. De acordo com a Agência Europeia do Ambiente, balanços azotados acima de 25 Kg de N/ha acarretam um provável risco de contaminação dos aquíferos, enquanto um valor superior a 50 Kg N/ha provoca a contaminação da água. A média da União Europeia, em 2000, cifrou-se em 55 Kg de N/ha, variando entre 37 Kg/ha, na Itália, e 226 Kg/ha, na Holanda. Relativamente a

¹² 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.

¹³ Incluindo: a) Períodos em que é proibida a aplicação ao solo de determinados tipos de fertilizantes que contenham azoto; b) Capacidade dos depósitos para armazenamento dos estrumes e chorumes durante os períodos em que não é permitida a aplicação ao solo; c) Doses máximas de fertilizantes com azoto permitidas aplicar anualmente aos solos, compatíveis com a boa prática agrícola e tendo em conta as características da zona vulnerável em questão, como condições climáticas, tipo de solo, estado da sua fertilidade e necessidades previsíveis de nutrientes, designadamente azoto; c) Quantidades máximas de estrumes, chorumes e de outros fertilizantes orgânicos afins que anualmente poderão ser incorporados no solo.

¹⁴ Decreto-Lei nº 382/99, de 22 de Setembro.

Portugal estima-se um valor de 66 Kg N/ha, acima da média europeia e denotando riscos eminentes de contaminação da água (GPPAA, 2002)

2.4.2 - Práticas agrícolas e conservação da água

Pelo exposto anteriormente é fundamental conseguir-se uma gestão eficiente do azoto nos ecossistemas agrícolas, conjugando a necessidade agronómica com a preservação do ambiente, isto é, otimizar o uso de um factor de produção caro evitando a eutrofização dos recursos hídricos.

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 visando preservar a 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 solo¹⁵ 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 adubação¹⁶, fraccionar a quantidade de adubo a

¹⁵ Por exemplo, culturas como o tomate, feijão, pepino, não se adaptam à rega por aspersão, por razões fitossanitárias, enquanto a alface, o nabo e a cenoura beneficiam da aspersão, sendo culturas onde a gota a gota não aproveita tão bem o espaço.

¹⁶ No cálculo das necessidades de adubação deve ter-se em consideração a rotação cultural praticada de forma a contabilizar o azoto aplicado na cultura anterior ou proveniente da mineralização da matéria orgânica.

distribuir¹⁷, e ter em atenção as condições climáticas (precipitação)¹⁸ aquando da distribuição de adubos.

A utilização racional dos efluentes da pecuária (estrumes e chorumes), nomeadamente as operações relacionadas com o seu armazenamento e manuseamento, implica a adopção de práticas culturais que evitem as perdas de azoto para a atmosfera, que serão descritas posteriormente¹⁹.

2.5 - Actividade agrícola e qualidade do ar

Embora a importância das alterações climáticas tenha sido reconhecida em 1979, na 1ª Convenção Mundial do Clima, a temática da qualidade do ar só recentemente ganhou relevância. A criação do Painel Intergovernamental sobre as Alterações Climáticas (IPCC), em 1988, a Convenção Quadro das Alterações Climáticas de 1992, emanada do Quadro da Cimeira da Terra realizada no Rio de Janeiro e o Protocolo de Quioto de 1997, que concretizou o acordo multilateral sobre a redução de gases com efeito de estufa, foram determinantes para o reconhecimento da importância da qualidade do ar.

Ao nível da UE, o reconhecimento da influência da concentração de poluentes atmosféricos na qualidade do ambiente e na saúde pública foi legalmente implementada, em 1996, com a Directiva-Quadro do Ar (DQAr)²⁰. O monóxido de carbono (CO), óxido nítrico (NO), dióxido de enxofre (SO₂), ozono (O₃) e as partículas de diâmetro inferior a 10µm (PM₁₀) foram os poluentes atmosféricos escolhidos na DQAr para definir o Índice de Qualidade do Ar, indicador que expressa a qualidade do ar num determinado local através de uma escala qualitativa.

¹⁷ A aplicação fraccionada de adubo através de uma adubação de fundo e de posteriores adubações de cobertura, permite, por um lado, disponibilizar quantidades suficientes de nutrientes (azoto) na fase inicial da cultura, garantindo um maior desenvolvimento radicular e, por outro lado, satisfazer as necessidades durante as fases de crescimento mais intenso.

¹⁸ Devendo-se evitar aplicações de adubos em dias chuvosos ou em solos encharcados.

¹⁹ Como regra geral o período de tempo entre a aplicação dos efluentes e a instalação da cultura deve ser o mais curto possível. A incorporação no solo dos efluentes deve realizar-se logo após a sua distribuição.

²⁰ Directiva 96/62/CE.

A actividade agrícola, embora em menor grau que outras actividades económicas, influencia a qualidade do ar através da emissão, por um lado, de gases com efeito de estufa (dióxido de carbono, óxido nitroso e metano) e, por outro lado, da emissão de poluentes acidificantes e eutrofizantes (amónia e compostos orgânicos voláteis não metânicos), que se traduzem em impactes negativos nos ecossistemas terrestres e aquáticos, para além de representarem uma perda económica.

As actividades de produção animal, o armazenamento de estrumes e chorumes e a sua aplicação no solo, bem como a queima de resíduos vegetais, são as principais actividades agrícolas que podem emitir gases e odores para a atmosfera, afectando a qualidade do ar. A libertação destes odores é devida à formação de compostos químicos, nomeadamente do grupo dos fenóis e indóis, assumindo alguma importância nos sistemas intensivos de produção de suínos, aves e bovinos (Calouro, 2005).

As emissões de óxido de azoto (NO_x), de dióxido de enxofre (SO_2) e de amónia (NH_3), 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 (CH_4), de amoníaco (NH_3) e de maus cheiros. A emissão de metano resulta da fermentação entérica no sistema digestivo dos herbívoros, particularmente dos ruminantes. A emissão de amoníaco ocorre devido à volatilização do azoto dos dejectos dos animais, em condições anaeróbias, nomeadamente durante o armazenamento. A emissão de maus cheiros está associada à grande concentração de animais característica dos sistemas intensivos de produção animal.

Embora não sendo possível eliminar completamente o impacte das actividades agro-pecuárias sobre a qualidade do ar, o uso de boas práticas agrícolas²¹, algumas de simples implementação, podem prevenir ou reduzir tais impactes.

²¹ No sentido de cumprir o Protocolo de Quioto, estas práticas deverão visar a redução das emissões de gases de efeito de estufa e o aumento de sumidouros de gases.

2.5.1 - Emissão de gases com efeito de estufa

No âmbito do Protocolo de Quioto, são considerados gases de efeito de estufa²² (GEE), o dióxido de carbono (CO₂), o metano (CH₄), o óxido nitroso (N₂O) (estes três gases representam cerca de 99,93% das emissões de GEE) e os compostos alogenados. Ao assinar este protocolo, Portugal assumiu o objectivo de limitar o aumento das emissões de gases com efeito de estufa em 27%, no período de 2008 a 2012, relativamente aos valores de 1990 (MAOT, 2005).

O aumento das emissões de GEE, contribui para o efeito de aquecimento global conduzindo a alterações climáticas (IPCC, 2001), que por sua vez têm consequências ambientais graves em virtude dos seus efeitos nos ecossistemas, na qualidade da água, na saúde humana e nas actividades económicas.

Com o objectivo de fornecer informação sobre todos os aspectos das alterações climáticas, bem como do modo como as actividades humanas interferem ou podem sofrer impactes com estas alterações, foi criado, em 1988, o Painel Intergovernamental sobre as Alterações Climáticas (IPCC)²³ (Lages, 2001).

O aumento da concentração na atmosfera de gases com efeito de estufa, conjuntamente com o facto de estes gases terem um tempo de residência na atmosfera bastante longo, está associado ao aquecimento do planeta, bem evidenciado pelo aumento da variabilidade anual do clima, com situações de seca mais frequentes nas últimas duas décadas.

A capacidade de retenção de calor é diferente para os diversos gases, pelo que para efeitos de comparação utiliza-se o Potencial de Aquecimento Global (PAG ou GWP, global warming potential). O PAG, medido em unidades de CO₂ equivalente, faz

²² O efeito de estufa é um fenómeno que ocorre normalmente na atmosfera e que consiste na absorção da radiação de longo comprimento de onda (infra vermelho) reemitida pela terra por determinados gases presentes na atmosfera terrestre. O efeito estufa que actualmente causa preocupações não é o fenómeno natural referido anteriormente mas o resultante da interferência das actividades humanas. Além dos gases de efeito de estufa naturalmente presentes na atmosfera, também são emitidos gases “artificiais” como os compostos alogenados (clorofluorcarbonetos (CFC), hidrofluorcarbonetos (HFC) e perfluorcarbonetos (PFC). O aumento da concentração destes gases na atmosfera, conjuntamente com o facto de alguns destes gases terem tempo de residência na atmosfera bastante longos potencia o aquecimento do planeta.

²³ O IPCC é uma instituição multinacional criada pela Organização Meteorológica Internacional e pelo Programa das Nações Unidas para o Ambiente

corresponder a capacidade de retenção de calor de um dado gás de efeito de estufa (GEE) à do dióxido de carbono, num determinado intervalo de tempo. Este potencial depende das propriedades reactivas do gás e do tempo de residência na atmosfera (Quadro 2.1).

Quadro 2.1 - Potencial de aquecimento global dos diferentes gases de efeito de estufa

GEE	Tempo de residência na atmosfera	Potencial de Aquecimento Global		
		Horizonte 20 anos	Horizonte 100 anos	Horizonte 500 anos
CO ₂	5 a 200 anos	1	1	1
CH ₄	12 anos	62	23	7
N ₂ O	114	275	296	156

Fonte: IPPC (2001)

O metano e o óxido nitroso, muito embora sejam menos importantes em termos da quantidade emitida exibem um potencial de aquecimento global (PAG) superior ao do CO₂.

As emissões de gases com efeito de estufa associadas à produção vegetal resultam das 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 cultura do arroz, a queima de resíduos agrícolas e a mobilização dos solos são as actividades com maior libertação de gases com efeito de estufa²⁴.

A contribuição do sector agrícola nacional no total das emissões dos gases com efeito de estufa foi de 19,4 e 10,2% respectivamente em 1991 e em 2003 (MAOTDR, 2005). Esta redução pode ser explicada, por um lado, pelo aumento das emissões dos outros sectores económicos e, por outro lado, pela diminuição das

²⁴ A emissão de metano (CH₄) no cultivo de arroz, a libertação de dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e óxidos de azoto (NO_x) na queima de resíduos agrícolas e a emissão de NO₂ na gestão e manuseamento dos solos agrícolas.

emissões do sector agrícola. Esta diminuição resultou, por um lado, da redução da Superfície Agrícola Útil (SAU) e, por outro lado, da diminuição da utilização de fertilizantes e da implementação de melhores práticas, nomeadamente na alimentação dos animais²⁵, uma vez que, não se registaram grandes alterações nos sistemas produtivos.

A agricultura é uma das principais fontes de emissão de metano e de óxido nítrico, gases de efeito de estufa com PAG elevado, e desempenha ainda um papel importante de retenção de carbono.

Estima-se que o sector agrícola seja responsável por 45% das emissões nacionais de metano e 71% das emissões de óxido nítrico. No conjunto das emissões de GEE, cerca de 60% são atribuídas às actividades de produção animal e os restantes 40% às actividades vegetais (GPPAA, 2002). Em 2003, do total de emissões de GEE (8 Mt CO₂eq.) 9% resultou de incêndios florestais.

Os valores estimados para o sector agrícola português não diferem substancialmente dos valores médios registados na União Europeia, onde as emissões agrícolas são responsáveis por 41% das emissões totais de metano e por 46% das emissões totais de óxido nítrico (Eurostat, 2003).

Na EU-15, em 2002, a agricultura contribuiu com 10,1% do total das emissões de gases de efeito de estufa²⁶ e cerca de 94% das emissões de amónia.

2.5.1.1 - Emissões de dióxido de carbono

A respiração dos animais e das plantas liberta dióxido de carbono (CO₂) para a atmosfera. A matéria orgânica das plantas ao ser destruída pela combustão, liberta também CO₂. Ao nível do solo os microrganismos aeróbios utilizam parte da matéria orgânica sintetizada pelas plantas e através da respiração libertam CO₂ para a atmosfera.

²⁵ 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.

²⁶ Dos quais o N₂O representa 4,9%, o CH₄ 4,9% e o CO₂ 0,05%

Nas últimas décadas tem-se registado um aumento de CO₂ na atmosfera devido ao facto da assimilação fotossintética de carbono na biosfera não compensar o aumento das emissões de CO₂ resultantes das actividades humanas, como por exemplo, a queima de combustíveis fósseis.

As actividades agro-pecuárias e florestais, a gestão dos solos agrícolas, particularmente as alterações ao uso da terra e a intensidade das mobilizações praticadas, os fenómenos de erosão, a queima de resíduos na exploração agrícola, os incêndios e o uso excessivo de combustíveis são responsáveis por elevadas emissões de CO₂ para a atmosfera (Calouro, 2005).

As mobilizações excessivas do solo originam um maior volume de emissões de CO₂ comparativamente à mobilização mínima, uma vez que, além da libertação de CO₂ resultante da mineralização da matéria orgânica proporcionada pelo arejamento do solo há que ter em consideração a maior emissão de CO₂ proveniente dos combustíveis utilizados na maquinaria utilizada.

Também a queima de resíduos das culturas, como restolhos, ou lenha resultante da poda das árvores promove a libertação de CO₂ para a atmosfera e de outros gases como o CH₄, CO, N₂O e NO_x. A queima de resíduos ao nível da exploração é condicionada, sendo recomendado a retirada dos resíduos da exploração ou destruídos com posterior incorporação no solo. A queima de restolhos é hoje proibida, na maioria dos casos, sendo somente autorizada por razões sanitárias.

2.5.1.2 - Emissões de óxido nitroso

O óxido nitroso (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.

A produção de N₂O nos solos resulta, fundamentalmente, dos processos de nitrificação (oxidação aeróbia microbiana de amoníaco em nitrato) e desnitrificação (redução anaeróbia do nitrato). O N₂O é um gás intermédio na sequência de reacções de ambos os processos que se liberta para a atmosfera do solo.

Este processo é influenciado pelo teor de humidade do solo, quantidade e natureza da matéria orgânica, pH e temperatura (Soveral Dias, 1999). A adição de azoto nos solos ao aumentar o conteúdo do azoto disponível para os processos referidos potencia o aumento de emissão de N₂O.

Em solos ácidos, a libertação de N₂O é favorecida por níveis elevados de nitratos e nitritos e baixa concentração de oxigénio.

Em condições normais as emissões de N₂O podem representar 10 a 15% do azoto nítrico anualmente produzido pela mineralização da matéria orgânica do solo e dos adubos químicos incorporados no solo (MADRP, 1997). Em solos mal drenados a desnitrificação é mais intensa pelo que a percentagem de emissão de N₂O pode aumentar.

O uso excessivo de fertilizantes e a sua incorrecta aplicação, assim como a aplicação de resíduos no solo potenciam a ocorrência de desnitrificação e aumentam a emissão de N₂O para a atmosfera (Calouro, 2005).

As principais fontes de emissão e fixação directas de N₂O, com significado para Portugal, são a aplicação de fertilizantes sintéticos, 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 também são responsáveis por emissões indirectas de N₂O, nomeadamente através de processos de volatilização e subsequente deposição atmosférica de NH₃ e NO_x e da lixiviação e do escoamento do azoto.

Segundo o Instituto do Ambiente, em Portugal, a agricultura é responsável por 64% das emissões de N₂O em resultado, sobretudo, da utilização excessiva de fertilizantes azotados (MAOT, 2005).

O inventário CORINAIR em 1997 concluiu que os processos produtores de GEE através do solo, fertilizantes e colheitas contribuíram em cerca de 20% para o total de emissões de N₂O da Europa.

Entre 1990 e 2002 na UE-15, as emissões de N₂O, diminuíram cerca de 8,2% como consequência do decréscimo do uso de fertilizantes azotados e das alterações introduzidas nas práticas de manejo dos dejectos animais (EEA, 2004).

2.5.1.3 - Emissões de metano

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

A maior ou menor extensão das emissões de metano depende de vários factores, nomeadamente da espécie e da densidade animal, da alimentação, do sistema de armazenamento e 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 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 metano apenas é significativa na cultura do arroz, em resultado da 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).

Entre 1990 e 2002, na UE-15, apenas 1% das emissões de metano resultaram da cultura do arroz. Portugal não dispõe de valores medidos das emissões de metano

nesta cultura, pelo que, para se estimar estas emissões se utiliza um factor de emissão no valor de 36 gr de CH₄/m² (PNAC, 2003a)²⁷.

Em Portugal, em 2002, estimou-se que cerca de 50% das emissões de CH₄ resultavam do sector agrícola, em especial da pecuária. Na EU-15, no período compreendido entre 1990 e 2002, estas emissões sofreram uma redução de 9,5% em consequência da redução do número de animais (EEA, 2004)

2.5.1.4 - Práticas para reduzir as emissões de gases de efeito de estufa

O uso de boas práticas agrícolas, pode prevenir ou reduzir o impacto da agricultura sobre a qualidade de ar.

A redução de emissões de CO₂ está intimamente associada com a redução dos custos energéticos, que decorre do uso mais eficiente dos combustíveis. Assim, o aumento da eficiência da energia nas explorações agrícolas e o recurso a fontes energéticas alternativas não poluentes permite não só a redução dos custos energéticos, mas também a diminuição das emissões de CO₂ para a atmosfera.

A manutenção dos equipamentos em bom estado de conservação²⁸, possibilitando a redução dos níveis de consumo de combustíveis e lubrificantes, bem como a escolha da potência adequada de tractores e máquinas agrícolas são práticas que permitem o aumento da eficiência das operações e de eficiência de utilização de combustíveis e lubrificantes com consequente redução das emissões de CO₂.

Também a adopção de práticas de protecção do solo, como por exemplo enrelvamento de pomares e vinhas, a redução das mobilizações do solo e a prática da sementeira directa constituem formas de gestão do uso do solo que permitem a redução de energia e das emissões de CO₂.

²⁷ Tomou-se como referência a Itália por ter características climáticas semelhantes e um padrão de cultivo de arroz similar.

²⁸ Segundo as indicações do fabricante

O uso de adubos azotados na exploração agrícola, ao estritamente recomendado e necessário (fertilização racional) para as condições de solo e cultura, contribui, ainda que de forma indirecta, para a redução do consumo de energia, dado que o fabrico de adubos azotados é um processo que consome muita energia.

A fertilização racional das culturas para além do seu efeito, por via indirecta, na redução de emissão CO₂ também se reflecte nas emissões de N₂O. Neste âmbito, embora as perdas de azoto por desnitrificação, dando origem ao N₂O, façam parte do processo natural do ciclo do azoto, interessa reduzir ao mínimo as emissões desse gás. Por esta razão, interessa reduzir as concentrações de azoto mineral no solo (azoto amoniacal e nítrico), evitando aplicações excessivas de adubos azotados.

Também a alteração do uso da terra, nomeadamente a florestação e a passagem de áreas de culturas anuais para pastagens permanentes, particularmente pastagens semeadas biodiversas ricas em leguminosas, que por promoverem o aumento da matéria orgânica do solo contribuem para o sequestro de carbono, constituem vias que poderão ser um contributo importante para o cumprimento dos objectivos nacionais no Protocolo de Quioto²⁹ e que foram incluídas no Programa Nacional para as Alterações Climáticas (PNAC) em 2006.

2.5.2 - Emissões de substâncias precursoras do ozono troposférico

Associado à emissão de gases de efeito de estufa e às alterações climáticas surge a formação de ozono.

Tanto o homem como a natureza produzem substâncias que podem contribuir para a formação de ozono na troposfera. Muitas actividades antropogénicas implicam a emissão de diversos poluentes entre os quais o NO_x e compostos orgânicos voláteis não

²⁹ O PNAC 2006 definiu um conjunto de medidas internas visando a redução de gases de efeito de estufa. (Resolução do Conselho de Ministros nº 104/2006, de 23 Agosto) De entre as medidas adicionais do PNAC de 2006 referentes à agricultura, sob o artigo 3.4 do P. Quioto, inclui-se a avaliação e promoção de retenção de carbono em solo agrícola (adopção de actividades de gestão agrícola e gestão de pastagens), gestão florestal (visando a promoção da capacidade de sumidouro de carbono) e para a pecuária inclui-se o tratamento e valorização energética de resíduos de suinicultura. Portugal prevê ainda o recurso a mecanismos flexíveis, tendo sido criado para o efeito o Fundo Português de Carbono.

metânicos (COVNM) considerados os principais precursores de ozono e com menor importância o CO e CH₄. A poluição do ar pelo ozono resulta de um processo complexo que envolve reacções químicas entre NO_x, COVNM e oxigénio, na presença de luz solar. Deste modo a formação de ozono ocorre preferencialmente nas estações do ano com maior luminosidade e de grande estabilidade atmosférica junto à superfície, condições que propiciam uma menor dispersão dos poluentes, aumentando a probabilidade de reagirem entre si.

A responsabilidade das actividades agrícolas nestas emissões é mínima. Em Portugal, no ano 2003, apenas 5% das emissões totais de substâncias precursoras de ozono troposférico foram da responsabilidade da agricultura, embora se perspetive uma tendência para o futuro aumento destas emissões e, conseqüentemente, um aumento da exposição da população ao ozono (MCOTA, 2003).

2.5.3 - Emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes

Os poluentes atmosféricos primários que contribuem para a acidificação³⁰ e eutrofização³¹ são o dióxido de enxofre (SO₂), os óxidos de azoto (NO_x) e a amónia (NH₃). O SO₂ resulta, principalmente, da combustão do carvão e produtos petrolíferos, os NO_x são emitidos, principalmente, pelos veículos a motor e outros processos de combustão, enquanto que a amónia é originado, principalmente, pelas actividades agrícolas.

A Directiva 2001/81/CE, do Parlamento e do Conselho Europeus, de 23 de Outubro estabeleceu para os diferentes Estados membros a obrigação de desenvolverem um programa nacional para a redução das emissões dos poluentes dióxido de enxofre (SO₂), óxidos de azoto (NO_x), compostos orgânicos voláteis não metânicos (COVNM)

³⁰ A acidificação é o processo decorrente da emissão de substâncias poluentes acidificantes para a atmosfera. A chuva ácida forma-se na sequência da formação de compostos como o ácido sulfúrico e ácido nítrico a partir do contacto do vapor de água da atmosfera e dióxido de enxofre e óxido de azoto, respectivamente, associado normalmente a poluentes atmosféricos.

³¹ A eutrofização refere-se ao enriquecimento da água em sais minerais, em particular através de compostos de azoto ou de fósforo que aceleram o crescimento de algas e de formas mais desenvolvidas de vida vegetal.

e amónia, com o objectivo de atingir, o mais tardar no ano 2010, os tectos de emissão nacional que lhes foram atribuídos³², no âmbito do Protocolo de Gotemburgo.

Em Portugal, registou-se uma redução de 16% das emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes, no período entre 1990 e 2003, devido principalmente à redução de SO₂ no sector da energia, tendo-se mantido constante o NH₃ e os NO_x. Em 2003, o dióxido de enxofre contribuiu com 36%, os óxidos de azoto (NO_x) com 35% e a amónia com 29% para o total de emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes. A agricultura contribuiu com 24% das emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes (MAOT, 2005).

Cerca de 83% das emissões totais de NH₃, em Portugal, são originados pela actividade agrícola, principalmente pelos efluentes resultantes da actividade pecuária (MAOT, 2005).

Na UE-15 as emissões de amónia resultantes da agricultura decresceram 9% entre 1990 e 2002. A maior parte desta redução resultou da diminuição no número de animais por toda a Europa, principalmente bovinos, e do menor uso de fertilizantes azotados na UE-15.

A aplicação de fertilizantes sintéticos e de dejectos de animais origina emissões indirectas de NH₃ e NO_x, a partir da libertação de N₂O, da sua volatilização e subsequente deposição atmosférica (PNAC, 2003a).

As emissões de NH₃, resultam, por um lado, das actividades pecuárias e, por outro lado, da utilização de fertilizantes.

Nas actividades pecuárias as emissões resultam da volatilização do azoto que pode ocorrer logo após a excreção dos dejectos, durante o armazenamento ou durante a distribuição no solo. A forma de aplicação dos chorumes e estrumes no solo influencia a quantidade de azoto volatilizado. As emissões de NH₃ são mais elevadas imediatamente após a distribuição de chorumes ou estrumes, especialmente se estes forem muito concentrados e forem deixados na superfície do terreno.

³² Os tectos de emissões nacionais de SO₂, NO_x, COVNM e NH₃ estabelecidos para 2010 na Directiva n.º 2001/81/CE, transposta para o direito nacional pelo Decreto – Lei n.º 193/2003, de 22 de Agosto, são, respectivamente: 160 kt de SO₂, 250 kt de NO_x, 180 kt de COVNM e 90 kt de NH₃.

Uma fracção muito menor de emissões de amónia resulta da volatilização do azoto a partir de fertilizantes inorgânicos. As perdas de azoto por volatilização para além de constituírem perda de uma substância fertilizante de elevado valor contribuem para a degradação dos ecossistemas terrestres.

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 (Calouro, 2005).

Os adubos que contêm azoto sob a forma amoniacal ou ureia originam maior volatilização, especialmente quando aplicados em solos alcalinos ou deixados à superfície do solo. Em dias quentes e ventosos cerca de 50% do azoto do adubo pode-se volatilizar (MADRP, 1997).

A aplicação de fertilizantes em solos arenosos contendo baixos níveis de matéria orgânica pode induzir a maiores perdas de azoto por volatilização (Calouro, 2005).

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 sob a forma de amónia.

2.5.3.1 - Práticas para reduzir as emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes

As boas práticas visando reduzir as emissões de NH_3 incidem, fundamentalmente, na quantidade de dejectos resultante da actividade pecuária e no armazenamento e distribuição de estrumes e chorumes no solo.

Relativamente à redução de emissões de NH_3 a partir das excreções de animais a actuação deverá incidir na adopção de estratégias alimentares³³, no sentido de reduzir a excreção de azoto e consequentemente as emissões de amónia.

³³ A proteína fornecida na dieta que não é metabolizada é excretada via urinas e fezes, sendo posteriormente convertida em amoníaco. Interessa por isso aumentar a eficiência de utilização da proteína

Também dos efluentes armazenados se liberta amónia, quando em contacto com o ar, pelo que se deverão utilizar práticas que evitem ou minimizem esse contacto, como por exemplo, o isolamento da camada superficial dos efluentes com uma cobertura apropriada. Também no enchimento e esvaziamento do depósito de armazenamento deverão ser tomadas precauções para evitar o aumento das emissões.

A distribuição de estrumes e, particularmente, de chorumes no solo origina grandes emissões de amoníaco. A concentração do chorume e as condições meteorológicas na altura da distribuição influenciam, bastante, as perdas de azoto por volatilização, devendo-se evitar chorumes muito concentrados e aplicações em dias quentes e ventosos.

No que diz respeito à forma de aplicação, os estrumes devem ser incorporados no solo³⁴, enquanto no caso do chorume a prática que evita menos perdas por volatilização é a injeção directa no solo³⁵.

2.6 - Conclusões

A revisão efectuada sobre ambiente e agricultura realçou a extrema complexidade da relação entre actividade agrícola e o meio ambiente, salientando a conservação da biodiversidade, a conservação do solo, a gestão da água, a poluição por nitratos e pesticidas e as alterações climáticas como os principais impactes ambientais resultantes da actividade agrícola.

A conservação da biodiversidade, nos seus vários domínios (genes, espécies, habitats e ecossistemas) é fundamental para uma agricultura sustentável.

Os processos de degradação do solo, como a erosão, a diminuição do teor de matéria orgânica, a contaminação, a compactação, a diminuição da biodiversidade e a salinização podem reduzir a capacidade produtiva do solo e causar sérios impactes

fornecida ajustando, tanto quanto possível, as quantidades administradas às necessidades de acordo com a fase produtiva. Esta actuação permitirá, sem reduzir as performances dos animais, baixar os níveis de azoto amoniacal dos chorumes e reduzir as emissões de NH₃ ao longo da manipulação dos mesmos.

³⁴ A incorporação deve ser feita o mais rapidamente possível após a distribuição.

³⁵ A incorporação de chorume no solo apresenta efeitos secundários como o aumento da emissão de óxido nitroso e o aumento de escorrimento de nitratos.

ambientais, sendo fundamental a utilização de práticas culturais que minimizem estes impactes.

Também no domínio da água, a utilização de práticas agrícolas incorrectas, principalmente nas culturas irrigadas, se repercutem em danos ambientais devido ao uso excessivo de aquíferos subterrâneos, à contaminação da água por nitratos e pesticidas, à erosão e salinização do solo e alteração de habitats.

As questões relacionadas com a qualidade do ar, nomeadamente a emissão de gases de efeito de estufa e, conseqüentemente, as alterações climáticas adquiriram uma importância fundamental com o Protocolo de Quioto e o compromisso da União Europeia, como um todo, de reduzir as suas emissões face ao ano base (1990) em 8% no período de 2008-2012.

Também as questões relacionadas com as emissões de substâncias acidificantes e eutrofizantes são aspectos fundamentais, tanto mais que existem tectos de emissões nacionais estabelecidos pelo Protocolo de Gotemburgo para 2010.

Neste contexto, é fundamental a utilização de práticas agrícolas que possibilitem a redução das emissões de óxido nitroso e metano, principais gases com efeito de estufa de origem agrícola, assim como a redução de emissão de óxidos de azoto e amónia principais responsáveis pela acidificação e eutrofização de origem agrícola

CAPÍTULO 3 – EVOLUÇÃO DA INTEGRAÇÃO DE OBJECTIVOS AMBIENTAIS NA POLÍTICA AGRÍCOLA COMUM

A actual agricultura europeia tem sido influenciada pelo resultado da aplicação de vários instrumentos para a concretização de diferentes objectivos subjacentes às políticas agrícolas, ao longo da história. A criação da Política Agrícola Comum (PAC), bem como, cada uma das reformas posteriormente efectuadas, correspondeu e reflectiu um contexto agrícola, económico, social e político determinado, que influenciou a definição dos objectivos nucleares e dos instrumentos estratégicos para a sua concretização.

Neste capítulo aborda-se, inicialmente, o enquadramento histórico das relações entre a agricultura e ambiente na União Europeia, através da análise das várias fases de construção e desenvolvimento da Política Ambiental e da Política Agrícola Comum. Posteriormente, procede-se à caracterização dos objectivos ambientais, assim como, da política de preços e mercados e de apoio ao rendimento dos produtores no âmbito da Agenda 2000 e da reforma da PAC de 2003.

3.1 - Os antecedentes da Política Agrícola Comum

A primeira grande crise da agricultura europeia motivada pela forte concorrência, principalmente em cereais, exercida pelos países da América do Norte, ocorrida por volta de 1800, influenciou a evolução do sector agrícola nos diferentes países europeus, em termos de opções e métodos de produção e permitiu identificar as principais premissas do modelo de política agrícola, que seria posteriormente adoptado.

Em 1921, o aumento da oferta alimentar, associado aos efeitos da crise económica geral, provocou uma forte diminuição dos preços agrícolas que se prolongou pelos anos seguintes, tanto mais que o aumento da produção, como tentativa de melhorar os rendimentos, já de si condicionados pelo forte endividamento e o aumento dos custos de produção, se repercutiu no agravamento da baixa dos preços agrícolas e no rendimento dos agricultores (Servolin, 1985).

Face a esta situação a maioria dos países da Europa Ocidental recorreu a medidas proteccionistas, visando isolar os seus mercados das pressões exteriores (Tracy, 1986). Nos países onde a agricultura já era protegida, nomeadamente a França, a Alemanha e a Itália, reforçaram-se os direitos alfandegários e limitaram-se as importações, enquanto o Reino Unido, a Dinamarca, os Países Baixos e a Bélgica, foram forçados a abandonar a política tradicional de livre comércio a favor de medidas de apoio aos agricultores.

No pós-guerra a preocupação imediata de toda a Europa Ocidental foi aumentar a produção agrícola, tanto para aumentar as disponibilidades alimentares como para equilibrar a balança de pagamentos (Tracy, 1986).

A natureza e as dificuldades que a agricultura enfrentava nos anos 50, fizeram concentrar as acções de política agrícola nos mercados internos, ao mesmo tempo que era marginalizada a articulação entre sectores agrícolas nacionais e os mercados internacionais. Na maioria dos países, esta orientação gerou um clima de acentuada segurança para o investimento no sector agrícola, que impulsionado por um clima económico favorável e por uma procura em acentuada expansão, fez acumular reservas de capital e potencial produtivo na agricultura (Lourenço dos Santos, 1989).

Os sistemas de sustentação dos preços foram reintroduzidos ou reforçados e os poderes públicos incentivaram os investimentos e o melhoramento dos métodos de cultura através de sistemas de crédito e de subvenções (Tracy, 1986).

Imediatamente antes da integração europeia, a agricultura da maioria dos futuros Estados Membros era caracterizada pela existência de deficiências estruturais e por um equilíbrio precário entre produção e as possibilidades de escoamento de diversos produtos, nomeadamente o vinho, açúcar e manteiga (Philippe, 1986).

Uma vez combatidas as penúrias alimentares a procura de produtos alimentares agrícolas aumentou menos rapidamente que a produção, já que os produtores não tinham qualquer razão para ajustar a sua oferta à procura. Em consequência, o Estado intervinha cada vez mais, aumentando o grau de proteccionismo e os custos de sustentação (Tracy, 1986).

3.2 - A realização da Política Agrícola Comum em 1962

Apesar da disparidade das suas agriculturas, em termos das condições naturais, estruturais, sociais e comerciais, do peso variável do sector agrícola em cada economia e dos instrumentos de política agrícola largamente divergentes, na aplicação e na intensidade (Moussis, 1991), os seis países signatários do Tratado de Roma tinham suficientes interesses comuns para construir e aceitar uma Política Agrícola Comum.

Em primeiro lugar, a necessidade de alargar ao sector agrícola a missão essencial da Comunidade no campo económico, explicitamente afirmada no artigo 2 do Tratado “promover um desenvolvimento harmonioso das actividades económicas no conjunto da Comunidade, uma expansão contínua e equilibrada, uma estabilidade acrescida, uma subida acelerada do nível e relações mais estreitas entre os Estados que a compõem” dificilmente poderia ser executada suprimindo as numerosas formas de apoio e de intervenção aplicadas nos anos anteriores, sem provocar o desaparecimento completo da maioria dos agricultores tradicionais (Philippe, 1986).

Em segundo lugar, a agricultura ocupava uma boa parte da população activa e a realização de um mercado agrícola comum permitia a concretização de interesses complementares.

A Comunidade dispunha de 65 milhões de hectares para a agricultura e de cerca de 17,5 milhões de agricultores para alimentar uma população de cerca de 150 milhões de habitantes.

A França tinha excedentes de cereais desde 1953, enquanto a Alemanha, sem as regiões a leste, era deficitária em numerosos produtos e pretendia assegurar a sua segurança alimentar. Os outros Estados Membros dispunham de algumas vantagens competitivas, que queriam explorar, como era o caso dos produtos mediterrâneos da Itália ou dos produtos animais e agro-alimentares da Bélgica e Holanda (Carpy-Goulard, 2001).

3.2.1 - Objectivos, princípios e instrumentos

A adopção de uma política agrícola comum que isolava o mercado interno das influências exteriores inseriu-se na tradição dos sistemas de protecção praticados nos principais países que constituíram a Comunidade Económica Europeia, sobretudo a França e Alemanha (Bergmann e Baudin, 1989) e justificou que o aumento da produção agrícola em relação aos produtos básicos e a garantia dos rendimentos dos agricultores fossem objectivos a atingir com a PAC, conforme se depreende do artigo 39º do Tratado de Roma:

- a) incrementar a produtividade da agricultura, fomentando o progresso técnico, assegurando o desenvolvimento da produção agrícola e a utilização óptima dos factores de produção, nomeadamente da mão-de-obra;
- b) assegurar, deste modo, um nível de vida equitativo à população agrícola, designadamente pelo aumento do rendimento individual dos que trabalham na agricultura;
- c) estabilizar os mercados;
- d) garantir a segurança dos abastecimentos;
- e) assegurar preços razoáveis nos fornecimentos aos consumidores.

Para atingir estes objectivos a PAC baseou-se em três princípios fundamentais que caracterizam o mercado agrícola comum e, por inerência as Organizações Comuns de Mercado (OCM's): unidade de mercado, preferência comunitária e solidariedade financeira.

O primeiro destes princípios obrigava à abolição de obstáculos ao livre comércio entre países membros.

O segundo exigia uma política comercial comum que também obrigava a uma política interna de garantia e protecção aos rendimentos, ou seja, o estabelecimento de preços de garantia e de intervenção comuns, logo um mercado interno preferencial protegido de um mercado externo, bem como uma política de aprovisionamento.

O terceiro implicava uma contribuição dos Estados Membros e consequente disponibilidade e utilização de fundos financeiros comuns para implementar essas políticas ao nível comunitário e financiar a política estrutural ou de orientação (Marques, 2004).

Para financiar a PAC foi criado, em 1962, o Fundo Europeu de Orientação e Garantia Agrícola (FEOGA) que, em 1964, foi separado em duas secções: a Secção Garantia (FEOGA-G) e a secção Orientação (FEOGA-O). A primeira visava o financiamento das despesas relativas ao funcionamento das OCM's, como por exemplo a compra e armazenamento de excedentes e o fomento das exportações, enquanto a segunda visava apoiar as reformas estruturais na agricultura, como por exemplo investimentos em novos equipamentos e tecnologias.

A vertente da política de preços e mercados, assim como o FEOGA-G foi predominante no âmbito da PAC, enquanto no tocante à política estrutural, a Comunidade se limitou a coordenar e co-financiar as medidas de política estrutural adoptadas por cada Estado Membro (somente em Abril de 1972 seriam definidas as directrizes de uma política comum das estruturas agrícolas).

A ausência de ligação entre a política de mercados e a política estrutural durante a fase de formação da PAC e, posteriormente, a sua insuficiente integração originou que, quer o objectivo de assegurar os rendimentos dos produtores, quer o objectivo de estabilizar os mercados, fossem procurados através, unicamente, da política de preços (Philippe, 1986).

Deste modo, os preços de garantia visavam duas funções dificilmente compatíveis do ponto de vista económico: o equilíbrio dos mercados com a manutenção dos preços estáveis e compensadores, isto é, um objectivo de política social foi sistematicamente sobreposto à função normal do mecanismo de preços (o equilíbrio entre a oferta e a procura).

Segundo Marques (2004), os instrumentos de política agrícola de apoio à produção baseados nos incentivos proporcionados pelos preços fixados institucionalmente e complementados por tarifas de protecção exterior, foram

particularmente eficazes nos países com bons recursos naturais e humanos e elevado nível de desenvolvimento tecnológico, gerando um gradual e constante aumento da oferta que se desajustou do lento crescimento da procura. Esse desajustamento foi benéfico enquanto a Comunidade foi importadora líquida da maioria dos produtos alimentares e tornou-se prejudicial quando passou para uma posição de exportadora.

Ao seleccionar-se a “paridade” intra-sectorial do rendimento agrícola como objectivo nuclear da política agrícola e o “preço” como instrumento principal para a concretização de tal objectivo, estimulou-se o aumento de produção e, por outro lado, ao aceitar-se a articulação entre a receita dos agricultores e o volume de produção, consagrou-se um impulso desproporcionado aos segmentos da oferta dotados de maior capacidade de resposta a esse estímulo (Lourenço dos Santos, 1989).

3.2.2 - Sucesso e fracasso da PAC

Ao inscrever como objectivos “incrementar a produtividade da agricultura” e “assegurar **deste modo**, um nível de vida equitativo....” a PAC estabelece uma relação explícita entre a produtividade e o rendimento dos agricultores, ao pressupor que seria o aumento da produtividade a assegurar um nível de vida equitativo à população agrícola (Philippe, 1986). Esta relação esteve na base do sucesso da PAC, mas foi também a causa de efeitos colaterais indesejáveis.

Não existem dúvidas de que a PAC, criada em 1962, conseguiu concretizar a maioria dos objectivos estabelecidos, já que fomentou a produção e a produtividade, possibilitando um aumento importante da oferta de produtos agrícolas que permitiu à maioria dos países atingir uma situação de auto-suficiência alimentar nas décadas de sessenta e setenta. Também permitiu uma melhoria considerável da produtividade do trabalho e da terra e protegeu os agricultores contra as flutuações de preços dos mercados mundiais.

Também é consensual que a regulação dos preços das principais produções, como os cereais o leite e a carne, ao assentar na preferência comunitária e na intervenção, garantindo o escoamento da produção, independentemente da quantidade

produzida, teve efeitos nefastos, resultantes do crescente aumento de excedentes. As dificuldades orçamentais fruto da necessidade crescente de subsidiar as exportações, de intervir no mercado interno para manter os preços e conseqüente aumento dos custos de armazenamento, e os conflitos comerciais com outros países são efeitos da política de mercados e preços referidos por Marques (2004).

3.2.3 - Consequências ambientais

A existência de preços elevados e de garantias de escoamento, independentemente da quantidade produzida viabilizou a produção em solos marginais de fraca qualidade, que foram utilizados para produzir, mas também contribuiu para mobilizar o potencial produtivo gerado pelo progresso tecnológico de forma a intensificar e especializar a produção agrícola. Este processo de intensificação originou uma diminuição do número de explorações, o aumento da dimensão das explorações e a sua concentração geográfica nas regiões de maior potencial produtivo com conseqüências sobre o ambiente.

A implementação da filosofia produtiva emergente da PAC originou uma diminuição dos sistemas tradicionais de produção e um aumento dos sistemas de produção mais intensivos originando o estabelecimento de dois tipos diferentes de explorações e “espaços” agrícolas (Montgoltier, 1992). Regiões com explorações especializadas de elevada produtividade, em resultado do uso intensivo de factores de produção e de tecnologia e regiões, relativamente marginalizadas, com sistemas de produção tradicionais.

Os preços elevados e as garantias de escoamento dificultavam a procura de uma situação de equilíbrio, em que a atribuição dos recursos fosse eficiente (Carpy-Goulard, 2001).

Os agricultores foram tentados a deslocar recursos para produções que, embora menos adaptadas às condições das explorações, lhes proporcionavam níveis de rendimento mais elevados que as produções tradicionais (Cesaretti, 1985).

O desenvolvimento notável das produções pecuárias “sem terra” e o aumento da produção de cereais em monocultura, em detrimento dos sistemas mistos de policulturas integrando a produção de animais, ilustram essa deslocação de recursos (Mahe e Rainelli, 1987).

Nas regiões que intensificaram os sistemas de produção, o aumento de dimensão e especialização das explorações agrícolas europeias foi acompanhado pela crescente intensificação no uso e compra de factores de produção, tais como fertilizantes e fitofármacos, originando um aumento importante dos impactes ambientais negativos, principalmente, ao nível da qualidade da água e do ar, mas também ao nível da biodiversidade e da paisagem, enquanto nas regiões marginalizadas o abandono da actividade agrícola alterou, de forma marcada, a estabilidade de muitos ecossistemas (Jolivet, 1992).

A preponderância dos critérios económicos e a quase ausência de critérios ambientais são características fundamentais que marcaram a evolução do sector agrícola após a implementação da PAC.

Desde muito cedo, que a existência de excedentes em vários sectores, motivada pelo contínuo aumento da produção fomentada pela PAC, originou preocupação, levando à adopção de medidas visando o seu controle, como por exemplo os incentivos ao abandono da actividade e o sistema de quotas.

3.3 - A integração da Política Ambiental na PAC

Apesar da consciência da opinião pública e do poder político sobre os impactes ambientais gerados pela intensificação da agricultura se ter acentuado e das questões relacionadas com a utilização duradoura dos recursos naturais, a sustentabilidade dos sistemas de produção e a qualidade dos produtos oferecidos aos consumidores começarem a ser temas de debate nas instituições comunitárias, a aplicação ao sector agrícola da política ambiental foi feita progressivamente.

3.3.1 – As dificuldades de integração

As dificuldades de integração da política ambiental na Política Agrícola Comum podem ser explicadas pelas diferenças entre as duas políticas e por factores institucionais, de natureza económica, política, técnica e sociológica.

São várias as diferenças entre a política ambiental e a política agrícola comum. A primeira grande diferença consiste no facto de a primeira ser recente, não só em termos internacionais, mas também em relação a outras políticas da UE, nomeadamente a PAC que se iniciou com a formação da Comunidade.

A segunda diferença é que a política ambiental se rege pelo princípio da subsidiariedade, ao contrário da PAC que se rege pelo princípio da exclusividade, e é regulamentada, principalmente, por Directivas, o que permite aos Estados Membros uma relativa margem de manobra não só na concretização dos objectivos definidos pelo modelo europeu mas também temporal. Em contraste com a política agrícola cujo principal instrumento legal (Regulamentos) restringe aos Estados Membros a possibilidade de adopção de variantes ao modelo agrícola europeu (Rodrigo, 2001).

A terceira diferença reside no facto da política ambiental ser horizontal, uma vez que os seus princípios devem ser integrados nas outras políticas europeias, ser, sobretudo, normativa e dispor de reduzidos meios financeiros, enquanto a PAC é uma política sectorial, essencialmente intervencionista e utiliza um montante global do orçamento europeu, bastante significativo (Lowe e Baldock, 2000).

Para além destas diferenças, factores institucionais, de natureza económica, política, técnica e sociológica contribuíram para o estatuto de excepção da agricultura europeia relativamente ao controlo ambiental.

No que diz respeito aos factores institucionais, Rodrigo (2001) refere que a demora na integração das preocupações ambientais na PAC se deveu, por um lado, ao carácter sectorial de funcionamento da UE e, por outro lado, ao facto do sector agrícola

identificar a política ambiental com a defesa de interesses não agrícolas, logo exteriores à sua área de actuação.

A consolidação dos interesses económicos e políticos agrários no contexto das instituições comunitárias, em parte consequência do avanço temporal da criação da PAC face às restantes políticas comunitárias, e as características das estruturas e funcionamento administrativo da política agrícola no interior destas instituições são outros factores que criaram dificuldades a uma eventual interferência da política ambiental nos objectivos da política agrária europeia.

Moyano e Garrido (1998) defendem que a função estratégica da agricultura nas economias da Europa do norte e da própria UE foi um dos factores económicos relevantes que explicam a exclusão do ambiente. Para estes autores, a importância desta função transparece nas políticas proteccionistas adoptadas pela PAC, que fomentaram o aumento da produção e produtividade agrícola europeia, e ainda na falta de interesse e resistência manifestada por alguns países na aplicação de medidas de controlo ambiental que pudessem conduzir a uma redução da produção.

O papel das associações, federações de cooperativas e câmaras agrícolas, que foram ganhando importância política nas décadas de 50 e 60, nos processos de negociação de legislação especial com vista à exclusão da agricultura do controlo da poluição ambiental é referido por Moyano e Garrido (1998).

Entre os factores de natureza técnica são de destacar algumas das características específicas da poluição de origem agrícola, que dificultaram a transposição de critérios e de mecanismos de controlo utilizados noutros sectores e exigiram a criação de metodologias específicas. O carácter difuso da poluição e as dificuldades da sua detecção, no curto prazo, e da identificação, com exactidão, do verdadeiro agente poluidor, associadas à grande dispersão territorial das explorações são algumas das especificidades referidas por Moyano e Garrido (1998).

Entre os aspectos de ordem sociológica merece referência a imagem idealizada da agricultura como sendo uma actividade praticada em equilíbrio e em harmonia com a natureza (Mormont, 1994) e a representação simbólica dos agricultores enquanto protagonistas de uma ética profissional de respeito para com o ambiente e a natureza (Thompson, 2005).

A definição do conteúdo da política ambiental europeia foi essencialmente da responsabilidade da Alemanha, Holanda e Dinamarca. A experiência técnica e administrativa acumuladas por estes países, através das respectivas políticas internas, influenciou directamente a política europeia e, indirectamente, a dos restantes países ao introduzirem na agenda da UE problemas ambientais que lhes eram específicos, assim como parâmetros técnicos e instrumentos legais e administrativos de controlo que lhes eram familiares.

O alargamento à Grécia (em 1981), a Portugal e à Espanha (em 1986), países com uma experiência de gestão ambiental muito reduzida, não influenciou a política ambiental europeia. Estes países limitaram-se a transpor a legislação europeia para o direito interno aproveitando-a para estabelecer os fundamentos das suas políticas ambientais, nomeadamente no âmbito do controlo da poluição ambiental. (Rodrigo, 2001). Este contexto explica a razão pela qual os países do sul da UE têm sido predominantemente receptores de problemas com os quais, em larga medida, não se identificam e não consideram como prioritários (Fernández, 1996).

3.3.2 – Os primórdios da Política Ambiental

A reunião de Paris, realizada em 1972, na sequência da Conferência de Estocolmo, do mesmo ano, pode ser considerada a génese da política ambiental da Comunidade Europeia.

A necessidade de adoptar medidas com vista a minimizar e corrigir as externalidades ambientais negativas de origem agrícola foi considerada no Primeiro e

Segundo Programas de Acção Ambiental¹, que definiam os objectivos da Política Ambiental europeia.

O primeiro Programa de Acção Ambiental foi publicado em 1973², mas só a partir da entrada em vigor do Acto Único 1987 é que a integração da protecção ambiental nas diferentes políticas sectoriais da Comunidade Europeia passou a constituir uma exigência legal. Este lapso temporal é explicado pela ausência de base legal nos textos fundadores da UE, que permitisse a inclusão da política ambiental (Fernández, 1996).

Assim, o Terceiro Programa de Acção Ambiental, publicado em 1983, refere a necessidade de "promover a criação duma estratégia global, tornando a política ambiental parte do desenvolvimento económico e social, daí resultando uma maior consciencialização da dimensão ambiental, nomeadamente na área da agricultura e o reforço dos efeitos positivos e redução dos efeitos negativos da agricultura no ambiente" (J.O. C46, 17 Fevereiro 1983).

O Quarto Programa de Acção Ambiental (1987-1991) reafirmou os mesmos objectivos e com o Quinto Programa de Acção Ambiental (1993-2000) registou-se uma mudança na política ambiental. Com efeito, neste Programa foram identificados não só os principais dez problemas/temas ambientais, mas também os cinco sectores económicos (agricultura, indústria, energia, transportes e turismo), que mais contribuía para cada um deles. Para cada um dos dez temas ambientais e para cada sector, foram definidos os instrumentos e prazos temporais para a sua concretização e os principais actores responsáveis pela sua concretização (Lowe e Baldock, 2000).

No que se refere à agricultura foi explicitado que "as práticas agrícolas em muitas regiões da Comunidade conduziram à sobre exploração e degradação dos recursos naturais de que a agricultura depende: solo, água e ar".

A integração das preocupações ambientais na política agrícola fez-se, sobretudo, de forma indirecta, nomeadamente através da Directiva 80/778/CEE de Julho de 1980³, relativa à qualidade da água destinada ao consumo humano e da Directiva

¹ Primeiro Programa de Acção Ambiental (1973-1976); Segundo Programa de Acção Ambiental (1977-1982) J.O. C139, 13 Junho 1977

² (J.O.. C112, 20 Dezembro 1973)

³ O Anexo I incluía os nitratos nas substâncias indesejáveis, os pesticidas nas substâncias tóxicas, fixando os limites da concentração máxima admissível.

91/676/CEE, relativa à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola⁴.

O contexto em que surgiu a política agro ambiental da UE foi marcado por factores sociais, políticos e económicos.

No âmbito social e político podem-se referir as acusações sobre a degradação ambiental originada pela intensificação da produção, a adopção de critérios ambientais na regulamentação da actividade agrícola e a acção dos movimentos ecologistas e ambientalistas, em particular da Holanda, Dinamarca e Alemanha (Rodrigo, 2001).

As crises energéticas de 1973 e de 1979, realçaram a necessidade de reduzir o uso da energia não renovável e a importância de se encontrarem fontes de energia alternativas, despertando na opinião pública uma maior consciencialização ambiental, aumentando as críticas ao modelo agrário da PAC, pelas externalidades ambientais negativas que produzia e pela sua forte dependência de energias não renováveis

A Dinamarca foi um dos primeiros países a adoptar medidas, ao reformular, no início da década de 80 a lei geral de protecção ambiental nacional, de forma a incluir a contaminação de origem agrícola das águas superficiais e subterrâneas, nas medidas de controlo ambiental (Andersen, et al., 1997).

O aumento das pressões internacionais no seio do GATT, relativamente ao nível e à forma de protecção da PAC é referido por Rodrigo (2001) como um dos factores que contribuiu para a implementação da política agro ambiental.

3.3.3 - A mudança de atitude e a legislação inicial

As Directivas e Regulamentos adoptados no âmbito da política de estruturas, nas décadas de setenta e oitenta do século passado, embora de forma não explícita, contêm as primeiras medidas no sentido de enquadrar a problemática ambiental na política agrícola.

⁴ Directiva da responsabilidade da Direcção Geral do Ambiente

Em 1972, foram adoptadas Directivas “sócio estruturais” orientadas para a melhoria das estruturas agrárias. Em 1975, foi publicada a Directiva 75/268/CEE, sobre a agricultura de montanha e de determinadas zonas desfavorecidas, que pode ser considerada como o primeiro elemento de uma política conservacionista do meio rural. A adopção da referida Directiva veio favorecer a manutenção da prática agrícola, através de incentivos financeiros, em áreas com riscos de desertificação (Arnalte *et al.*, 1998).

A política de Conservação da Natureza da União Europeia no interior do seu território iniciou-se com a Directiva do Conselho 79/409/CEE relativa à protecção das aves selvagens (conhecida por "Directiva das Aves") adoptada em Abril de 1979 e prosseguiu com a Directiva do Conselho 92/43/CEE relativa a conservação dos habitats naturais e da fauna e flora selvagens (conhecida por "Directiva Habitats") adoptada em Maio de 1992.

A partir de meados da década de oitenta a atitude da Comissão face à agricultura começou a mudar e a ser assumida em diversos documentos, possivelmente para preparar as alterações introduzidas, mais tarde, no funcionamento institucional da UE visando a integração da questão ambiental no âmbito da PAC.

O "Livro Verde da Comissão", publicado em 1985, e o documento "Futuro do Mundo Rural" publicado em 1988, embora acentuando as dificuldades do modelo de política agrária, nomeadamente os excedentes agrícolas, os efeitos sociais da progressiva desprotecção dos preços agrícolas⁵ e o êxodo agrícola e rural, não deixam de introduzir a problemática das interacções entre a agricultura e o ambiente e das novas funções que a agricultura deve desempenhar.

No Livro Verde "defende-se, claramente, a necessidade de manter um tecido social nas regiões rurais, de conservar o ambiente natural e de salvaguardar a paisagem criada pela agricultura". No documento "O Futuro do Mundo Rural"⁶, é referido que "a protecção do ambiente e a conservação do património natural da Comunidade" constitui

⁵ Em consequências das restrições aprovadas na política de preços e mercados em 1984 e 1988.

⁶ Este documento pode ser considerado como a primeira formulação coerente de uma política de desenvolvimento rural

uma das três preocupações fundamentais da Comissão em matéria de desenvolvimento rural (Comisión Europea, 1988).

Em 1985, o Reg. (CEE) 797/85, relativo à Melhoria das Estruturas Agrícolas, contemplou a possibilidade dos Estados Membros aplicarem regimes de ajudas aos agricultores que adoptassem práticas de produção agrícola “compatíveis com as exigências de protecção do espaço natural” em “zonas sensíveis do ponto de vista ambiental” (Artigo 19 do Reg. (CEE) 797/85)⁷. O Artigo 19 foi adoptado apenas pelo Reino Unido, a Alemanha, a Holanda e a Dinamarca, o que evidencia não apenas diferentes sensibilidades face às questões ambientais, mas igualmente prioridades partilhadas de forma diferenciada pelos vários Estados Membros.

Para os países da Europa do sul as prioridades radicavam na intensificação agrícola e na modernização das estruturas produtivas, a fim de reduzirem nestes domínios as diferenças significativas das respectivas agriculturas, comparativamente às do norte da UE, mais intensivas e modernizadas. Deste modo, para estes países os apoios a conceder aos agricultores deveriam decorrer como uma contrapartida social e não ambiental.

Posteriormente à aprovação do Reg. (CEE) 797/85, o Regulamento 1760/87 veio permitir a comparticipação do orçamento comunitário, até um determinado limiar (25%), nas compensações atribuídas aos agricultores no âmbito do Artigo 19. A Itália, França, Luxemburgo, Irlanda e Espanha começaram a aplicar o Artigo 19, embora com um carácter experimental e, portanto, restrito a zonas com áreas muito reduzidas (Buller, 2000).

Este mesmo Regulamento (1760/87) visando essencialmente controlar os excedentes introduziu um regime de ajudas destinado a fomentar a extensificação da produção e a reconversão de produtos excedentários e o Reg. 1094/88 introduziu um regime de ajudas destinado à retirada de terras da produção (*set-aside*). Apesar de estes regulamentos conterem disposições que indirectamente poderiam favorecer a conservação dos espaços rurais e preservar o ambiente, a sua aplicação foi reduzida.

⁷ Este regime de ajudas era de aplicação facultativa e não participado pelo Orçamento Comunitário.

Anos mais tarde foi publicada a Directiva 91/676/CEE (conhecida por Directiva Nitratos), relativa à redução da poluição causada ou induzida por nitratos de origem agrícola. Esta Directiva, pode ser considerada a proposta mais significativa para controlar os efeitos da contaminação da actividade agrícola e definir medidas de prevenção. No seu âmbito foi solicitado que os Estados Membros identificassem as respectivas “zonas vulneráveis”, elaborassem e executassem, para estas zonas, programas de acção com vista a reduzir a poluição das águas causada por compostos azotados de acordo com as regras e quantidades máximas de azoto especificadas, e, finalmente, formulassem “Códigos de Boas Práticas Agrícolas”, a aplicar voluntariamente pelos agricultores.

Na mesma altura também foram publicadas a Directiva 91/414, relativa ao registo das substâncias activas dos produtos fitofarmacêuticos no mercado comunitário, e a Directiva 92/43 (Directiva Habitats). Este último documento, conjuntamente com a Directiva das Aves publicada em 1979, estabelece as bases para a protecção e conservação da fauna selvagem e dos habitats da Europa, apontando para a criação de uma rede ecologicamente coerente de áreas protegidas, posteriormente designada por Rede Natura 2000.

Face ao agravamento dos problemas relacionados com a acumulação de excedentes, do avolumar das despesas orçamentais e da degradação ambiental, a necessidade de reformular a PAC e incorporar novos instrumentos para ajustar a produção à procura, reduzir as desigualdades estruturais entre Estados Membros e introduzir novos objectivos como a conservação do espaço rural e a preservação do meio ambiente tornou-se inadiável.

A adopção da política agro ambiental pela PAC ocorreu num contexto histórico marcado pela necessidade de reduzir os excedentes agrícolas e os encargos orçamentais deles decorrentes e de satisfazer compromissos acordados no âmbito do GATT, nomeadamente os relativos à redução do protecção da agricultura europeia. Em 1992, a Comunidade Europeia, para além de adoptar restrições na política

de preços e mercados, reorientou a política de estruturas e começou a introduzir a questão rural na política agrária.

3.4 - A Reforma da PAC de 1992 (Reforma MacSharry)

Em 1991, a Comissão, com Ray MacSharry como Comissário da Agricultura, apresentou dois documentos de discussão sobre o desenvolvimento rural e o futuro da PAC. Esses documentos constituíram a base de um acordo político sobre a reforma da PAC, que foi adoptado pelo Conselho a 21 de Maio de 1992.

A reforma da PAC de 1992 (reforma MacSharry) assinalou um ponto de viragem na PAC, não apenas pela importância económica das matérias abrangidas, mas, sobretudo pela introdução da dimensão ambiental, através dos incentivos à utilização de práticas agrícolas compatíveis com o ambiente.

3.4.1 - Objectivos, princípios e instrumentos

Os objectivos desta reforma da PAC resultaram da necessidade de conter a produção na medida do necessário ao equilíbrio dos mercados e evitar a acumulação de existências e o aumento das despesas agrícolas, reconhecer as interdependências internacionais e assumir as responsabilidades no comércio mundial, manter um número suficientemente grande de agricultores ligados à terra para preservar o ambiente natural e o modelo de agricultura familiar (Marques, 2002).

Apesar da PAC se continuar a reger pelos seus princípios fundamentais, aplicando-os tal como foram concebidos em 1962, de acordo com Carpy-Goulard (2001), a reforma de MacSharry introduziu uma nova abordagem global da política agrícola ao basear-se em três princípios fundamentais:

- a procura da competitividade internacional da agricultura europeia através de uma redução importante dos preços;

- a compensação integral e sustentável dos efeitos das perdas pelos agricultores, resultante da descida de preços, através de ajudas compensatórias ao hectare e prémios aos animais;

- a introdução de novas ferramentas de regulação quantitativa fundada sobre a limitação de factores de produção, tais como as superfícies de base garantidas ou o pousio obrigatório de terras (*set-aside*).

A reforma alicerçou-se em dois pilares fundamentais, o primeiro constituído pelas intervenções nas Organizações Comuns de Mercado (OCM's), agrupando os instrumentos de gestão dos mercados e rendimentos e o segundo compreendendo as denominadas Medidas de Acompanhamento da reforma

3.4.1.1 - O 1º pilar da PAC

Ao nível das OCM's, esta reforma marca uma etapa importante na adaptação da agricultura europeia ao contexto de globalização crescente das trocas comerciais, já que respondeu às exigências da negociação do GATT, no âmbito do Uruguai Round, na substituição de *prélèvements* variáveis por tarifas aduaneiras fixas. Também foi fundamental ao nível das ferramentas implementadas, instaurando as ajudas directas, pelo que, mesmo não sendo uma reforma radical ou definitiva, pode ser considerada uma reforma “revolucionária” (Blanchet e Revel, 1997).

A implementação da reforma implicou a passagem de um sistema de ajudas baseado na protecção pelos preços para um sistema de apoio ao rendimento, através de ajudas directas, regionalizadas e ligadas no essencial à superfície cultivada, ou à cabeça animal, ou seja, em larga medida ao capital. Através da redução dos preços de intervenção procurou-se restabelecer uma certa orientação das produções, mas compensando os agricultores através das ajudas directas pretendeu-se manter um número suficientemente grande de agricultores ligados à terra para preservar o ambiente natural e o modelo de agricultura familiar, fazendo a separação entre o objectivo de eficácia económica e os objectivos “sociais” de redistribuição e de manutenção de rendimentos (Boisson, 1994).

3.4.1.2 – Medidas de acompanhamento da reforma da PAC

Paralelamente às medidas de regulação da oferta agrícola, enunciadas anteriormente, as medidas ditas de “acompanhamento”, de que se destacam as Medidas Agro-ambientais e a florestação (Reg. (CEE) 2078 a 2080/92) e a reforma antecipada dos agricultores vieram completar o dispositivo visando melhorar a viabilidade das explorações agrícolas e incentivar a adopção de técnicas menos intensificadas e mais respeitadoras do ambiente.

Embora se possa considerar que o Reg. 797/85 já tinha introduzido o ambiente na política sócio-estrutural da PAC, ao tornar elegível às ajudas europeias as acções a favor das zonas sensíveis sob o ponto de vista do ambiente (zonas desfavorecidas ou de montanha), foi com o Reg. 2078/92, que a PAC passa a reconhecer o papel dos agricultores na gestão dos recursos naturais e introduz o “pagamento de bens ambientais não comercializados resultante da adopção de práticas mais respeitadoras do ambiente” (Carpy-Goulard, 2001).

3.4.1.2.1 - Medidas Agro Ambientais

No âmbito da reforma da PAC de 1992 é de salientar a implementação da cessação antecipada da actividade, a introdução da florestação de terras agrícolas e das Medidas Agro Ambientais, com vocação estrutural, florestal e de protecção ambiental e de preservação de sistemas agro-ecológicos, bem como a prevenção ou protecção da poluição dos solos e da água. De forma geral o objectivo destas medidas era incentivar a extensificação da agricultura, a preservação do ambiente e o desenvolvimento do potencial florestal.

No Reg. (CEE) 2078/92⁸ explicita-se que “o apoio aos métodos de produção agrícola destinados a proteger o ambiente e a manter o espaço natural (agro ambiente) deve contribuir para a realização dos objectivos das políticas comunitárias de agricultura e de ambiente”.

⁸ Este Regulamento foi revogado pelo Regulamento (CE) N° 1257/1999 de 17 de Maio.

Os objectivos da política agro ambiental (Reg. 2078/92) foram traduzidos em sete tipos de Medidas Agro Ambientais:

(a) reduzir significativamente, ou continuar a reduzir, o uso de fertilizantes inorgânicos e/ou de produtos fitofarmacêuticos, ou adoptar ou manter os métodos biológicos de produção agrícola;

(b) proceder por outros meios distintos de a) a uma extensificação das produções vegetais, incluindo as forrageiras, ou à recuperação de sistemas de produção extensivos tradicionais ou a uma reconversão das terras aráveis em pastagens extensivas;

(c) reduzir o efectivo pecuário bovino ou ovino por unidade de superfície forrageira;

(d) adoptar outras práticas agrícolas ou pecuárias compatíveis com a protecção do ambiente, dos recursos naturais e conservação do espaço natural e da paisagem, ou aumentar o efectivo de raças locais, ameaçadas de extinção;

(e) manter em bom estado as terras agrícolas ou florestais abandonadas;

(f) retirar terras agrícolas da produção por um período mínimo de 20 anos, tendo em vista uma utilização com finalidades ambientais, nomeadamente para constituir reservas de biótipos ou parques naturais ou para protecção das águas;

(g) assegurar a gestão de terras destinadas ao acesso público e às actividades de lazer.

O Regulamento definia duas modalidades de adopção das Medidas Agro Ambientais. Uma modalidade obrigatória que correspondia aos designados "programas zonais", isto é, programas verticais aplicados "numa zona homogénea do ponto de vista ambiental" e outra modalidade facultativa que, quando adoptada, deveria ser aplicada à totalidade do território nacional, pelo que era designada por "programa horizontal".

Os Estados Membros tinham total liberdade para escolher as medidas que considerassem mais adequados às respectivas realidades próprias, assim como a data para início da aplicação da política agro ambiental.

O Reg. 2078/92 contemplava ainda, com carácter facultativo, ajudas para a realização de acções de formação, com vista a melhorar os conhecimentos dos

agricultores relativamente às práticas agrícolas e florestais compatíveis com o ambiente, e de campos de demonstração.

A Alemanha, França, Holanda, Reino Unido e Espanha (Ortiz e Ceña, 2002) foram os primeiros países da Europa dos doze a aplicar a Política Agro Ambiental, logo em 1993. Portugal iniciou o respectivo Programa Agro Ambiental (PAA), em 1994, a Itália, em 1995, e a Grécia só em 1996. A Áustria, Finlândia e Suécia que aderiram à Comunidade, em 1995, começaram a aplicá-la de imediato, em 1996.

No documento de trabalho da Comissão relativo à avaliação do Programa Agro Ambiental (1998) encontram-se descritas as três estratégias adoptadas pelos Estados Membros na adopção da estrutura jurídica estabelecida no Reg. 2078/92.

Espanha, Itália e Portugal definiram os respectivos Programas Agro Ambientais em torno do Reg. 2078/92, em virtude da sua reduzida familiaridade não só com os procedimentos jurídicos, mas também técnicos⁹ da política agro ambiental.

Portugal, Espanha e Grécia, e também a Bélgica e Luxemburgo, iniciaram as respectivas políticas agro ambientais apenas no seguimento da adopção do Reg. 2078/92, enquanto que, os restantes Estados Membros ou já aplicavam uma política agro ambiental antes da adesão, ou iniciaram esta política com a entrada em vigor do Reg. (CEE) 797/85 (Comisión Europea, 1998).

3.4.1.2.2 - Balanço ambiental da reforma de 1992

Embora reconhecendo o mérito das medidas agro-ambientais adoptadas pela reforma de 1992 na “inserção da política ambiental no quadro de uma política agrícola” (Barres e al., 1999) e na sensibilização das diferentes partes envolvidas, nomeadamente dos agricultores para a importância das práticas na conservação/manutenção do ambiente, a sua eficácia ambiental tem sido bastante discutida (IFEN, 1999).

⁹ A definição do conteúdo, aplicação e monitorização das medidas agro-ambientais exigem conhecimentos técnicos e experiência profissional baseada na complementaridade e capacidade de diálogo entre os campos científicos da agronomia e da biologia.

Contrariamente ao apoio pela garantia de preços, o apoio pelas ajudas directas é menos perturbador ao nível da procura e das trocas, já que as decisões de produção e de consumo são, sobretudo, orientadas pelos sinais de mercado. Uma ajuda directa ao produtor não tem efeito sobre o preço de equilíbrio da procura, que tende a aproximar-se do preço mundial (Gohin et al., 1999). Neste sentido, a reforma de 1992, embora possa ser considerada como um passo importante no caminhar na “boa direcção”, não deixou de ser apenas um passo, já que a substituição do apoio pelos preços pelas ajudas ao hectare apenas permitiu abrandar “a marcha do rendimento”, não eliminando os conflitos entre agricultura e ambiente (Carpy-Goulard, 2001).

A vontade de reequilibrar as actividades agrícolas sobre o território, a protecção do ambiente e o melhor uso dos factores de produção (Ridier, 2004), objectivos onde se inserem a obrigação de deixar em pousio uma parte das terras aráveis na cultura dos cereais, ou os contingentes e os encabeçamentos na produção de bovinos, para receber as ajudas directas, marcam a originalidade da reforma no sentido de uma agricultura mais amiga do ambiente.

A implementação de pousio rotacional das terras ou de pousio fixo concebidos ambos como forma de retirar terra da produção têm efeitos ambientais diferentes, já que o pousio fixo mediante a retirada de terras num prazo mais alargado e seguindo regras de conservação apropriadas permite a criação de espaços preservados para a fauna e flora (Armand-Madelin, 1992).

No sector dos cereais a diminuição dos preços também poderia ser benéfica para o ambiente, uma vez que deveria originar uma menor utilização de *inputs* potencialmente poluentes, como por exemplo os adubos azotados. Contudo o efeito depressor da ajuda directa sobre os rendimentos e sobre o nível de intensificação foi parcialmente anulado pelo aumento da produtividade conseguida pelo progresso técnico (Guyomard e Mahe, 1994). Por outro lado, os produtores são muitas vezes condicionados nas suas escolhas técnicas por restrições financeiras, tais como os empréstimos contraídos na aquisição de máquinas e equipamento, que dificultam a alteração de actividade ou das práticas seguidas.

Carpy-Goulard et al. (1997) afirmam que o impacte ambiental das medidas agro-ambientais parece ter sido pequeno, nomeadamente no que diz respeito à qualidade

da água, mas reconhecem que a opção voluntária dos agricultores por essas medidas permitiu a existência de um mosaico de superfícies contratualizadas nas paisagens agrícolas.

Potter e Goodwin (1998) afirmam que o abandono de apoios à produção só por si não cumpre os objectivos de tornar o agricultor em “jardineiro da natureza” ou “guardião da natureza”.

A retirada de apoios poderá levar a sistemas de produção menos intensivos (pelo menos após um certo tempo), reduzindo as externalidades negativas derivadas do uso de fertilizantes químicos e pesticidas em algumas áreas, mas terá um efeito menos evidente nas características das paisagens. Para estes autores, a beleza e biodiversidade das paisagens dependem da continuação e restauração ou manutenção de certos tipos de produção agrícola.

Em termos de conclusão, pode-se dizer que esta reforma da PAC tornou a política agrícola mais “verde” (Carpy-Goulard, 2001), ao incluir, pela primeira vez, medidas destinadas a preencher objectivos ambientais, estimulando os agricultores a adoptarem práticas amigas do ambiente, visando a conservação da natureza e dos recursos, devendo ser considerada como uma etapa importante na evolução da problemática agricultura/ambiente.

A reforma de 1992 foi considerada um êxito, com efeitos positivos para a agricultura europeia. Porém, a evolução registada nos anos que se seguiram, a conjuntura internacional, o alargamento para a Europa Central e Oriental, a preparação para a moeda única com as restrições orçamentais que acarretou, a crescente competitividade dos produtos dos países terceiros e uma nova ronda de negociações da Organização Mundial de Comércio conduziu a uma nova adaptação da PAC, por outras palavras, uma nova reforma.

3.5 - A reforma da PAC no quadro da Agenda 2000

Na sua comunicação intitulada “Agenda 2000”, a Comissão Europeia expôs, em 1997, a sua visão para o futuro da União Europeia. Três aspectos são abordados: a

estratégia da União na perspectiva do alargamento aos Países da Europa Central e Oriental (PECO), o novo quadro financeiro para o período 2000-2006 e a reforma das políticas agrícola e regional. O acordo político em torno de numerosas propostas formuladas nesse documento concluiu-se em 1999, após uma negociação bastante difícil.

3.5.1 - Objectivos princípios e instrumentos

A reforma da PAC com simbólica designação de Agenda 2000 representou um aprofundamento e uma ampliação da reforma de 1992, reforçando os objectivos de competitividade, de multifuncionalidade e de sustentabilidade da agricultura.

A necessidade desta reforma é justificada pelos seguintes factores principais: 1) a evolução previsível dos mercados dos principais produtos agrícolas; 2) o domínio das despesas orçamentais; 3) as futuras negociações multilaterais no âmbito da Organização Mundial do Comércio (OMC); 4) o alargamento da União aos Países da Europa Central e Oriental (PECO); 5) as pressões internas sócio-estruturais e ambientais.

A Agenda 2000 constituiu a reforma mais radical e mais global da Política Agrícola Comum desde a sua fundação, já que abrangeu as funções económicas, ambientais e rurais da agricultura, através da adopção de medidas destinadas a:

- Reforçar a competitividade dos produtos agrícolas no mercado doméstico e nos mercados mundiais.
- Promover um nível de vida equitativo e digno para a população agrícola.
- Criar postos de trabalho de substituição e outras fontes de rendimento para os agricultores.
- Definir uma nova política de desenvolvimento rural, que passou a ser o segundo pilar da PAC.

- Incorporar na PAC considerações de natureza ambiental e estrutural mais amplas.
- Melhorar a qualidade e a segurança dos alimentos.
- Simplificar a legislação agrícola e a descentralização da sua aplicação, a fim de tornar as normas e regulamentos mais claros, mais transparentes e de mais fácil acesso.

Para assegurar a competitividade adoptaram-se descidas adicionais de preços para estimular o crescimento dos mercados e uma maior participação europeia. Para prosseguir os objectivos de multifuncionalidade e de sustentabilidade, a PAC dividiu-se em dois capítulos (Marques, 2004), o de apoio aos mercados e o desenvolvimento rural (Reg. (UE) 1257/99) que passou a segundo pilar da PAC¹⁰.

Para Mahé e Ortalo-Magné (2001), esta reforma assentou sobre o desenvolvimento “de um modelo europeu” onde a agricultura teria funções múltiplas: económicas, sociais e ambientais, e nas recomendações internacionais favoráveis à redução da protecção interna e ao desligamento das ajudas. Neste sentido, esta reforma pode ser interpretada como um prolongamento dos princípios implementados em 1992, ou seja uma redução dos preços dos produtos, parcialmente compensados pelas ajudas directas.

A Agenda 2000 manteve o *set-aside* como o instrumento fundamental de controle da oferta, fixando a taxa obrigatória de retirada obrigatória de superfícies de cereais, oleaginosas e proteaginosas em 10% para o conjunto do período 2000/01-2006/07, com possibilidade de rever esta percentagem em função das condições de mercado.

No que concerne à carne de bovino a fixação de *plafonds* nacionais, regionais e/ou individuais, o limite do número de animais que podem beneficiar de prémio à vaca aleitante, o prémio especial ao bovino macho, o prémio à extensificação e o prémio ao

¹⁰ Com este segundo pilar pretende-se que a despesa com a PAC propicie uma maior contribuição para o ordenamento do espaço e a protecção da natureza, também incentivada pela criação da possibilidade de os países modelarem as ajudas directas às explorações.

abate são o conjunto de prémios (ajudas directas) que o produtor de bovinos pode beneficiar.

3.5.2 - O reforço das Medidas Agro Ambientais

O Reg. 1257/99, definiu os objectivos gerais das Medidas Agro Ambientais¹¹, a natureza dos contratos a estabelecer com os agricultores e os apoios a conceder como contrapartida dos compromissos agro ambientais.

À semelhança do Reg. (CE) 2078/92, a aplicação do programa agro ambiental continuou a ser obrigatória para os Estados Membros e co-financiada pelos fundos comunitários, mas com um aumento significativo dos montantes máximos anuais elegíveis.

Segundo o Regulamento (CE) nº 1257/1999 o apoio concedido, como contrapartida dos compromissos agro ambientais, é anual e calculado com base na perda de rendimento, nas despesas adicionais resultantes dos compromissos e na necessidade de proporcionar um incentivo.

Os apoios concedidos continuaram a ser estabelecidos com base num contrato¹² estabelecendo o tipo de práticas agrícolas a realizar pelo agricultor na exploração agrícola (ou a deixar de realizar).

As diferentes realidades económicas e sociais, os conhecimentos técnicos e a tradição e experiência agro ambiental condicionaram a aplicação das Medidas Agro Ambientais pelos diferentes Estados Membros.

De uma forma geral, os países do sul denotaram maiores dificuldades na aplicação da política Agro Ambiental, (Reg. (CE) 2078/92 e Reg. (CE) 1257/99), que os países do norte. A heterogeneidade e complexidade das agriculturas do sul, a dispersão na atribuição de competências e de procedimentos legais, a pesada estrutura burocrática, aspectos orçamentais e financeiros foram factores que dificultaram a definição do

¹¹ O Reg. (CE) 1257/99 é a continuação do Reg. (CE) 2078/92

¹² O contrato era plurianual, por um período mínimo de cinco anos, e de base individual entre o agricultor e os poderes públicos nacionais ou regionais, consoante a estrutura política administrativa de cada país.

conteúdo e a aplicação dos programas agro ambientais nos países do sul (Paniagua, 2001; Rodrigo 2001).

Os países do norte da UE canalizaram para os respectivos programas agro ambientais recursos financeiros muito mais avultados que os países do sul, devido por um lado, ao facto destas sociedades reconhecerem maior importância à questão agro ambiental e, por outro lado, disporem de maiores recursos económicos e, conseqüentemente, maiores disponibilidades orçamentais para satisfazerem a sua participação¹³ no âmbito dos contratos agro-ambientais. Pelo contrário, as dificuldades orçamentais características aos países do sul condicionaram a implementação das medidas agro ambientais (Viladomiu e Rosell, 1998).

A grande variação dos montantes pagos aos agricultores entre Estados Membros, embora justificadas pela legislação que concedia liberdade aos Estados Membros de fixarem, nos respectivos Programas Agro Ambientais (PAA), os montantes concretos a atribuir, reflectem as diferenças nos montantes financeiros nacionais disponibilizados e, conseqüentemente, introduzem importantes assimetrias sociais entre regiões e entre agricultores (Rodrigo, 2001).

O carácter voluntário da adesão dos agricultores às medidas agro ambientais¹⁴ e a discrepância nos montantes das ajudas fixadas pelos Estados Membros reflectiram-se nas taxas de adesão dos agricultores aos PAA.

A grande adesão à política agro ambiental, na Áustria, é parcialmente explicada pelos elevados montantes dos prémios pagos em conjugação com as reduzidas exigências impostas (Brouwer e Lowe, 1998). O mesmo sucedeu com alguns programas alemães (Viladomiu e Rosell, 1998).

Nos países do sul as ajudas tendem a ser financeiramente menos atractivas e conseqüentemente a adesão dos agricultores aos programas foi menor (Moyano e Garrido, 1998; Rodrigo, 2001), possivelmente, porque é economicamente mais

¹³ Os montantes orçamentais nacionais disponibilizados para os programas agro ambientais reflectiram-se no montante das ajudas fixado pelos Estados Membros e, conseqüentemente, na adesão dos agricultores aos referidos programas

¹⁴ Apesar da obrigatoriedade de todos os Estados Membros estabelecerem Programas Agro Ambientais a participação dos agricultores nestes programas era voluntária.

compensador para o agricultor optar por programas que dispõem de ajudas com montantes financeiros mais elevados¹⁵.

Aliás, esta conflitualidade entre instrumentos de política (Winter, 2000) é referida pela Comissão Europeia no seu documento Agenda 2000, publicado em Julho de 1997, ao afirmar que, “a política rural na União Europeia apresenta-se como uma justaposição da política de mercados agrícolas, da política estrutural e da política ambiental, com instrumentos bastante complexos e com uma falta de coerência global” (COM (97) 2000 final).

A menor receptividade nos países do sul pode também ser, parcialmente explicada, pela menor cultura técnica e profissional agro ambiental das suas estruturas administrativas e técnicas e pela necessidade da política agrária privilegiar a modernização e intensificação da sua agricultura, dado o seu atraso face à dos países do norte. Esta situação, parece justificar o facto de as medidas orientadas, sobretudo, para o acto produtivo terem sido as que tiveram maior receptividade junto dos agricultores (Poeta, I. et al. 1998).

A importância do envolvimento do movimento associativo¹⁶ na definição, divulgação e aplicação da política agro ambiental é referida por Viladomiu e Rosell (1998), destacando que esta foi superior nos países do norte comparativamente aos do sul.

Existem também factores sociológicos que ajudam a explicar as diferenças relativas à aplicação das medidas agro-ambientais. Na tradição cultural do sul o espaço rural é identificado, essencialmente, como um espaço cultivado e produtivo. Os atributos naturais e estéticos dos espaços rurais, como os habitats, os recursos biológicos e sua diversidade e ainda os elementos culturais identificadores de paisagens, não são privilegiados nem valorizados enquanto tal (Rodrigo, 2001).

¹⁵ Como por exemplo os definidos no âmbito das OCM's dos cereais e das oleaginosas.

¹⁶ O envolvimento activo das estruturas associativas agrícolas permite introduzir nas medidas agro ambientais critérios que, na perspectiva dos agricultores, lhes conferem validade e interesse, facilitando a receptividade dos agricultores a estas medidas.

Por último, alguns aspectos técnicos também podem ser referidos para justificar a baixa adesão aos PAA.

A dependência da atribuição das ajudas financeiras à realização de práticas agrícolas minimizadoras das externalidades ambientais negativas, implica, quase sempre, a alteração das práticas culturais adoptadas. Esta alteração, em particular no caso de práticas intensivas, está muito dependente, entre outros aspectos, dos conhecimentos técnicos dos agricultores, do tipo de apoio técnico de que dispõem e da sua sensibilidade e percepção sobre as externalidades ambientais negativas das práticas que utilizam (Röling, 1993). O carácter difuso, não imediato e não visível da poluição de origem agrícola, dificulta essa percepção e conseqüentemente o entendimento da importância atribuída pela política agro ambiental à introdução de práticas alternativas.

3.6 - A Reforma Intercalar de 2003

Decidida no Conselho do Luxemburgo e aprovada em 26 de Junho de 2003, esta reforma baseou-se na revisão intercalar apresentada pela Comissão (Com. 2002) e insere-se na continuação dos objectivos enunciados no quadro da Agenda 2000.

3.6.1 - Objectivos, princípios e instrumentos

Os principais objectivos desta reforma intercalar inserem-se nos objectivos emanados da reforma da PAC de 1999 no quadro da Agenda 2000, ou seja, promover a competitividade, a sustentabilidade e a manutenção da multifuncionalidade da agricultura europeia, e de flexibilizar a PAC para acomodar o alargamento da União Europeia aos Países do Centro e Leste Europeu.

A alteração de regimes específicos de apoio à produção de produtos agrícolas, com a introdução do regime de pagamento único (RPU) em substituição de pagamentos directos¹⁷, conjuntamente com a eco-condicionalidade¹⁸, a modulação¹⁹ e o reforço e

¹⁷ Pagamentos directos previstos na maioria dos regulamentos, nomeadamente culturas arvenses, carne de bovino, leite e produtos lácteos e ovinos e caprinos.

¹⁸ A eco-condicionalidade refere-se à aplicação da condição de cumprimento de requisitos legais e de boas condições agrícolas e ambientais

consolidação dos apoios ao Desenvolvimento Rural constituem os principais elementos caracterizadores desta reforma.

3.6.1.1 - Regime de pagamento único

O Reg (CE) nº 1782/2003, de 29 de Setembro de 2003, instituiu as regras comuns para os regimes de apoio directo no âmbito da política agrícola, alterando as bases para as ajudas directas à produção, eliminando-as progressivamente e dissociando-as da produção²⁰.

A dissociação proposta traduziu-se na introdução de um pagamento único por agricultor²¹, desligado de qualquer actividade produtiva, em substituição das ajudas directas baseadas nas superfícies cultivadas e no número de animais.

Este pagamento estará sujeito ao respeito das normas no domínio do ambiente, da segurança dos géneros alimentícios, da sanidade animal, da fitossanidade e do bem-estar dos animais, bem como à exigência de manter todas as superfícies agrícolas em boas condições agronómicas e ambientais ("condicionalidade").

O pagamento único permite uma maior orientação das produções pelo mercado ao desviar o apoio do produto para o apoio ao produtor, não ficando este último obrigado à produção de nenhum produto específico. De acordo com as características e potencialidades das suas explorações e das condições de mercado o agricultor pode decidir as suas opções produtivas. O aumento da eficácia da ajuda ao rendimento, o aumento da capacidade negocial no âmbito da Organização Mundial de Comércio e a simplificação administrativa são outros objectivos atribuídos a este novo regime de apoio.

3.6.1.2 - Eco-condicionalidade

A introdução do princípio da eco-condicionalidade teve como objectivos promover uma agricultura mais orientada para o mercado, ao apoiar o produtor e não o

¹⁹ A modulação refere-se à redução dos pagamentos directos ao agricultor.

²⁰ Para a maior parte das OCM's a dissociação das ajudas da produção tem início em 1 de Janeiro de 2005, enquanto para outras se prevê um período transitório até 2007.

²¹ A ajuda desligada seria equivalente à média do montante que o agricultor recebeu no período de referência (2000, 2001 e 2002) ao abrigo do anterior regime.

produto, ao condicionar os apoios financeiros ao respeito pelo ambiente, a segurança alimentar e o bem-estar animal.

A concessão das ajudas é condicionada ao respeito de normas ambientais, segurança alimentar, sanidade animal e vegetal, bem-estar animal e boas condições agrícolas e ambientais. O incumprimento destas normas decorrente da actividade agrícola, implica a redução ou mesmo exclusão dos pagamentos ao produtor.

A eco-condicionalidade é suportada pelos artigos 4º e 5º do Reg. (CE) 1782/2003 apoiando-se no Anexo III que define os requisitos legais de gestão e no Anexo IV referente às boas condições agrícolas e ambientais.

Os requisitos legais de gestão têm como objectivo incentivar e implementar a legislação comunitária nos domínios do ambiente, saúde pública, saúde animal, fitossanidade²² e bem estar animal²³.

Os requisitos legais de gestão, em aplicação desde 1 de Janeiro de 2005, implicam o cumprimento de cinco directivas no domínio do ambiente, relativas à conservação das aves selvagens (Directiva 79/409), à protecção das águas subterrâneas contra a poluição causada por certas substâncias perigosas (Directiva 80/68), à protecção do ambiente, e em especial dos solos, na utilização de lamas de depuração (Directiva 86/278), à protecção das águas contra a poluição causada por nitratos de origem agrícola (Directiva 91/676) e à preservação dos habitats naturais e da fauna e da flora selvagem (Directiva 92/43).

A obrigatoriedade das boas condições agrícolas e ambientais tem por objectivo assegurar que todas as terras agrícolas, especialmente as que não são utilizadas para fins produtivos, sejam mantidas em boas condições agrícolas e ambientais e a protecção/manutenção das pastagens permanentes.

Na implementação das boas condições agrícolas e ambientais (BCAA) foi concedida grande flexibilidade aos Estados Membros na definição do nível de exigência pretendido.

²² As normas referentes à saúde pública, saúde animal e fitossanidade implicam o cumprimento de uma directiva e dois regulamentos a partir de 2005 e de cinco directivas e dois regulamentos a partir de 2006.

²³ O cumprimento destas normas implica o cumprimento de três directivas a partir de 2007.

Em Portugal, as normas definidas enquadram-se no combate à erosão dos solos, à manutenção das terras e à protecção e/ou manutenção das pastagens permanentes.

As normas no combate à erosão dos solos incidem sobre a ocupação cultural permitida em determinadas parcelas, obrigando a uma cobertura com vegetação das parcelas de terra arável no período entre 15 de Novembro e 1 de Março.

As normas mínimas de manutenção das terras (nível mínimo) visam evitar o abandono das terras agrícolas e a alteração da paisagem rural, a prevenção dos incêndios, o combate à poluição provocada pelo abandono de resíduos agrícolas e combate à contaminação do solo e da água provocada pelo deficiente armazenamento dos produtos fitofarmacêuticos.

As normas relativas à protecção/manutenção das pastagens permanentes impedem a alteração do uso das parcelas classificadas como pastagem permanente, bem como a permuta sem a autorização prévia do INGA. Somente são autorizadas as alterações de uso para culturas permanentes, regadio, floresta ou infra-estruturas.

A implementação da condicionalidade pode ser dificultada pelo envelhecimento da população agrícola portuguesa e a sua baixa escolaridade. Para ultrapassar este obstáculo é necessário implementar medidas de suporte como por exemplo o sistema de redução aos pagamentos directos e o sistema de aconselhamento²⁴. Este último sistema servirá para ajudar ao cumprimento das normas estabelecidas nos requisitos legais de gestão e nas boas condições agrícolas e ambientais, de forma a minimizar o risco de incumprimento. O aconselhamento deverá incidir nos factores de produção e nos processos produtivos a utilizar, de forma a promover uma agricultura sustentável.

²⁴ A Portaria nº 353/2008 de 8 de Maio cria o Serviço de Aconselhamento Agrícola (SAA). O recurso ao aconselhamento agrícola é voluntário e concretiza-se através de um contrato entre a entidade prestadora do serviço, reconhecida pela Direcção-Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural, e o agricultor. O SAA contempla áreas como o ambiente, a saúde pública, e o bem-estar animal, boas condições agrícolas e ambientais e segurança no trabalho.

3.6.1.3 - Modulação das ajudas directas

A modulação das ajudas directas refere-se à redução anual dos pagamentos directos, de 3% em 2005, 4% em 2006 e 5% entre 2007 e 2012, nas ajudas recebidas pelos agricultores acima de 5000€. As somas assim obtidas serão repartidas pelos Estados Membros e destinam-se a contribuir para o financiamento da nova política de Desenvolvimento Rural.

3.6.1.4 - Desenvolvimento rural e ambiente

Paralelamente às medidas de apoio aos mercados agrícolas, a política europeia no domínio do desenvolvimento rural desempenha um papel importante na coesão territorial, económica e social. Os seus princípios são o reconhecimento do papel multifuncional da agricultura, o reforço da competitividade, a tomada em conta dos desafios ambientais, a diversificação das actividades económicas e a preservação do património rural.

Para a concretização destas linhas orientadoras a política de Desenvolvimento Rural apoia-se nas medidas de acompanhamento da reforma da PAC de 1992 e nas medidas de modernização e de diversificação das explorações.

No âmbito das primeiras inserem-se as relativas à reforma antecipada, às medidas Agro ambientais e arborização e ao regime das zonas desfavorecidas, mais as relativas ao agro ambiente e bem-estar animal²⁵, zonas desfavorecidas e regiões com condicionantes ambientais introduzidas mais recentemente.

As medidas agro ambientais têm por objectivo promover:

- formas de exploração das terras agrícolas compatíveis com a protecção e a melhoria do ambiente, da paisagem e das suas características, dos recursos naturais, dos solos e da diversidade genética;

²⁵ Para beneficiarem do apoio, os agricultores subscrevem compromissos ambientais ou compromissos em matéria de bem-estar animal por um período mínimo de 5 anos. Estes compromissos deverão ir além de uma simples aplicação das boas práticas correntes e proporcionar serviços que não podem ser prestados através das medidas de apoio ao mercado nem das indemnizações compensatórias.

- a extensificação da produção agrícola e manutenção de sistemas de pastagem extensivos, favoráveis em termos de ambiente;
- a conservação de espaços cultivados de grande valor natural que se encontrem ameaçados;
- a preservação da paisagem e das características históricas e tradicionais nas terras agrícolas;
- a utilização do planeamento ambiental nas explorações agrícolas.

O segundo grupo engloba as medidas relativas aos investimentos nas explorações, instalação de jovem agricultor, formação profissional, melhoramento da transformação e comercialização dos produtos agrícolas, silvicultura e incentivo à adaptação e desenvolvimento das zonas rurais.

As linhas orientadoras da política de desenvolvimento rural, a partir de 2006 incidem na:

- Melhoria da competitividade da agricultura, através do apoio à reestruturação
- Melhoria do ambiente e do espaço rural através da gestão das terras²⁶.
- Melhoria da qualidade de vida nas zonas rurais e diversificação das actividades económicas.

3.7 – Conclusões

A revisão efectuada sobre a evolução da integração de objectivos ambientais na Política Agrícola Comum salientou que a preocupação com as questões ambientais foi introduzida, de forma gradual, na Política Agrícola, à medida que foi aumentando a consciência que a intensificação e especialização da actividade agrícola originavam impactes significativos e complexos sobre o ambiente.

A Política Agrícola Comum (PAC), iniciada em 1958, numa época onde a penúria alimentar do pós-guerra ainda estava bem viva na memória dos europeus, tinha

²⁶ Incluindo as acções de desenvolvimento rural relacionadas com os sítios Natura 2000: agro-ambiente, silvicultura, etc.

como objectivo principal o aumento da produção de bens alimentares de base, de forma a assegurar a auto-suficiência dos Estados-membros. A PAC centrava-se predominantemente no apoio aos mercados, e na protecção dos produtos comunitários, sendo os preços fixados institucionalmente e complementados pelos subsídios à exportação e por tarifas à importação.

Nesta fase da construção da PAC a garantia de preços e de escoamento dos produtos fomentava o aumento da produção uma vez que este aumento era sinónimo do aumento do rendimento obtido.

Um pouco por toda a Europa, a “industrialização” da agricultura, apoiada, sobretudo, pela intensificação e especialização da actividade, constituiu uma tendência comum, embora expressa de forma diversificada. Este processo foi um sucesso do ponto de vista do incremento da produção, mas teve efeitos negativos e diversificados nas diferentes componentes ambientais: solo, água, ar, biodiversidade e paisagem.

A publicação de legislação referente à aplicação de substâncias perigosas (Directiva 80/68/CEE) e à poluição causada ou induzida por nitratos de origem agrícola (Directiva 91/676/CEE), marca o início da integração da componente ambiental, nas orientações políticas veiculadas pela PAC.

Na primeira reforma da PAC, efectuada em 1992, essa integração foi reforçada com a introdução das Medidas Agro-Ambientais (Reg. CEE n.º 2078/92), visando a adopção de práticas ambientalmente mais correctas, sob o ponto de vista da conservação dos recursos e da minimização da carga poluente originada pela actividade agrícola.

Em termos de política de preços e no apoio ao rendimento dos agricultores esta reforma introduziu o alinhamento dos preços comunitários aos preços do mercado mundial, nomeadamente nos cereais, oleaginosas e proteaginosas, propondo-se compensar a diminuição do rendimento dos agricultores através de pagamentos directos em função da área cultivada. Na produção animal reduziram-se os preços de intervenção (carne de bovino), mas como compensação foram introduzidos subsídios aos animais (prémio à vaca aleitante e prémio aos bovinos machos).

Em resultado da reflexão promovida pela Agenda 2000, o enquadramento das medidas agro-ambientais foi objecto de reestruturação (Reg. CE n.º1257/99) inserindo-as num programa específico de financiamento de apoio ao desenvolvimento no espaço rural, denominado Programa RURIS (Reg. CE n.º 1750/99). Um dos principais objectivos da reforma da PAC no âmbito da Agenda 2000 foi o reforço da sustentabilidade da agricultura. Nas Medidas Agro-Ambientais, foram introduzidas ou reforçadas ajudas a práticas culturais, visando a protecção e melhoria do ambiente, dos solos e da água, nomeadamente a sementeira directa, a mobilização mínima, os sistemas arvenses de sequeiro e os sistemas forrageiros extensivos.

A reforma da Política Agrícola Comum aprovada em 2003, para além de aprofundar as orientações da reforma anterior, nomeadamente o incentivo da competitividade do sector agrícola, o reconhecimento da multifuncionalidade do espaço rural e a necessidade da exploração sustentável dos recursos, introduziu alterações importantes nos instrumentos de apoio ao rendimento dos agricultores

A substituição das ajudas directas à produção, anteriormente contempladas na maioria dos regulamentos das organizações Comuns de Mercado, por um regime de pagamento único por exploração, embora sujeito a normas de eco-condicionalidade e a limitações na reconversão dos sistemas de produção, constitui uma das principais alterações da reforma da PAC de 2003.

Com a aplicação do regime de pagamento único a ajuda concedida às culturas arvenses é totalmente desligada da produção e da superfície cultivada. Na produção de bovinos, o prémio à extensificação é desligado da produção, mantendo-se o prémio à vaca aleitante e ao abate de vitelos totalmente ligado à produção.

O regime de pagamento único ao desviar o apoio do produto para o apoio ao produtor permite ao agricultor, responder aos sinais de mercado e optar por planos produtivos que mais se adaptem às potencialidades da sua exploração, deixando de se sentir coagido a desenvolver as actividades com maior nível de ajuda como forma de aumentar o seu rendimento. Esta alteração da Política Agrícola Comum, resultante do cruzamento da política ambiental e da política agrícola, visa conciliar os interesses económicos dos agricultores com os interesses ecológicos inerentes à preservação do ambiente.

Assim, importa determinar os efeitos do desligamento parcial ou total das ajudas concedidas na utilização dos recursos, no rendimento do agricultor e no impacto ambiental.

A preservação do ambiente, nomeadamente a redução da poluição do solo, da água e do ar é um objectivo fundamental da PAC actual. Neste contexto, é fundamental aprofundar o conhecimento sobre a natureza e a complexidade dos impactes ambientais originados pelas actividades agrícolas, de forma a quantificar os efeitos ambientais originados pela alteração da política agrícola e identificar práticas culturais que minimizem os impactes negativos da agricultura.

CAPÍTULO 4 - METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO AMBIENTAL E ECONÓMICA DA AGRICULTURA

Na primeira parte deste capítulo será abordada a avaliação ambiental da agricultura, nomeadamente as metodologias de avaliação ambiental das explorações agrícolas. A segunda parte incidirá sobre as metodologias de avaliação económica, incidindo nos orçamentos de actividades agrícolas e nos métodos de programação matemática.

4.1 – Avaliação ambiental

Desde a Conferência das Nações Unidas, sobre Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro em 1992, a sustentabilidade e o desenvolvimento sustentável tornaram-se questões de intenso debate social e político ao nível internacional.

O conceito de sustentabilidade e de desenvolvimento sustentável está associado à relação multidimensional entre a sociedade e o ambiente biofísico, abrangendo aspectos económicos, ambientais e sociais. Em termos teóricos o paradigma da sustentabilidade defende o desenvolvimento de estratégias, quer de implementação quer de avaliação de sustentabilidade, que tenham em consideração os sistemas e a complexidade das suas funções e processos.

Segundo Barbier (1987), para que uma actividade seja considerada sustentável terá de ser viável do ponto de vista económico e ambiental, justa em termos sociais e aceitável do ponto de vista social e ambiental.

A produção agrícola representa um sistema bastante complexo composto pela interacção de diversos parâmetros relacionados com as condições ambientais e com a actuação humana, fortemente dependente das condições naturais, das tecnologias utilizadas e das condições sociais e políticas e apresenta diferentes componentes, atributos e prioridades em diferentes escalas, nomeadamente global, nacional, regional e local.

A transposição para a agricultura da exigência de estratégias de implementação e de avaliação de sustentabilidade é dificultada pela especificidade da produção agrícola, que é condicionada pela interacção de parâmetros ambientais do local, do tipo de produção e das tecnologias utilizadas. Por esta razão, a possibilidade de existência de métodos padronizados de avaliação de sustentabilidade, aplicados de uma forma generalizada aos sistemas agrícolas é muito restrita, sendo necessárias estratégias de avaliação flexíveis e dinâmicas que se ajustem à diversidade de sistemas de produção e condições ambientais e considerem os aspectos económicos e sociais.

Do ponto de vista ambiental, uma actividade agrícola é sustentável se as emissões poluentes resultantes da actividade e o uso de recursos naturais forem suportados no longo prazo pelo ambiente natural. A avaliação ambiental das actividades agrícolas deverá constituir o primeiro passo no processo global de avaliação da sustentabilidade da agricultura (Payraudeau e van der Werf, 2005).

O impacte ambiental da actividade agrícola pode ser avaliado desde uma escala local, ao nível da parcela, da exploração e da região agrícola, até uma escala mais alargada ao nível nacional e mesmo supranacional (OECD, 2001). A natureza e complexidade das relações entre a agricultura e o ambiente e a diversidade dos impactes decorrentes da actividade agrícola, evidenciados no segundo capítulo, implicam para cada escala objectivos específicos de avaliação que exigem metodologias de avaliação específicas.

Num nível superior situa-se a avaliação ambiental da região agrícola, definida como uma entidade geográfica identificada, diferenciada e estruturada pelas actividades e os grupos sociais que a ocupam e com ela interagem e com limites geográficos extremamente variáveis, dependendo dos parâmetros políticos, económicos, sociais e ambientais considerados (Lemaire et al., 2003).

A passagem do nível da exploração para a região agrícola processa-se através da combinação das avaliações efectuadas nas explorações que integram a região, abordagem mais exigente e exaustiva, ou mediante a extrapolação dos resultados obtidos em explorações tipo (Payraudeau e van der Werf, 2005).

Ao nível da exploração, unidade de implementação do sistema agrícola, um bom desempenho ambiental implica níveis aceitáveis de *inputs* de recursos naturais e das emissões poluentes. Numerosos métodos baseados, quer na síntese de resultados obtidos em parcelas individuais, quer em abordagens holísticas das explorações têm sido propostos para a avaliação ambiental (Kristensen et al., 2003; Schröder et al., 2003).

A avaliação da sustentabilidade de agro-ecossistemas tem-se baseado em duas estratégias de actuação distintas: a avaliação orientada com base nos meios utilizados no sistema de produção, e a avaliação orientada por objectivos (Von Wirén-Lehr, 2001).

Na estratégia orientada pelos meios são identificadas as diferentes operações de maneo e gestão de recursos seguidas no processo de produção no sentido de verificar se são seguidas técnicas de produção consideradas, geralmente, como sendo sustentáveis (à semelhança do preconizado para os sistemas de produção biológica, por exemplo). A avaliação da sustentabilidade é feita com base nas tecnologias agrícolas e instrumentos ao nível da parcela ou da exploração (por exemplo sistema de rotação de culturas, sistema de mobilização de solo ou medidas de protecção das plantas).

A estratégia de avaliação orientada por objectivos, como o nome indica, prescreve um conjunto de objectivos ambientais, sociais e económicos a serem satisfeitos. A avaliação baseia-se na formulação de um estado desejado de sustentabilidade e de diferentes objectivos caracterizados por um conjunto seleccionado de indicadores.

Da comparação destas duas estratégias ressalta que enquanto a que se apoia na orientação pelos meios necessita que *à priori* se determine que tecnologias agrícolas são sustentáveis e se definam prescrições sobre como conseguir produção agrícola sustentável, a estratégia que se apoia no conceito orientado por objectivos visa avaliar empiricamente a sustentabilidade das tecnologias de produção agrícola correspondentes a casos específicos e em condições locais específicas, adaptando-se de forma precisa às exigências e objectivos de diferentes grupos de interessados nessa avaliação.

Embora seja possível individualizar estas duas estratégias de avaliação da sustentabilidade agrícola, na prática é frequente encontrar a aplicação de uma mistura das duas estratégias numa mesma avaliação de sustentabilidade.

A maioria das metodologias de avaliação da sustentabilidade da agricultura centra-se nos efeitos externos da actividade agrícola e nos *outputs*, e tornam-se operacionais através de indicadores de impacte e de *performance*. Os indicadores representam por isso um poderoso instrumento não só para reduzir a complexidade da descrição dos sistemas em análise, mas também para integrar informação complexa dos sistemas.

4.1.1 - Indicadores

Os indicadores estão na base dos diferentes métodos de avaliação ambiental, sendo utilizados para diagnosticar o impacte do sistema agrícola sobre o ambiente em relação aos objectivos escolhidos.

O seu uso contorna a dificuldade em obter mensurações directas devido a problemas metodológicos, a motivos de ordem prática, ou ao tempo necessário e aos custos inerentes à sua obtenção (Bockstaller e Girardin, 2003).

Os indicadores são variáveis medíveis e quantificáveis ou variáveis qualitativas que fornecem indicação sobre outras variáveis que são mais difíceis de obter (Gras et al., 1989) e que possibilitam a tomada de decisões (Mitchell et al., 1995).

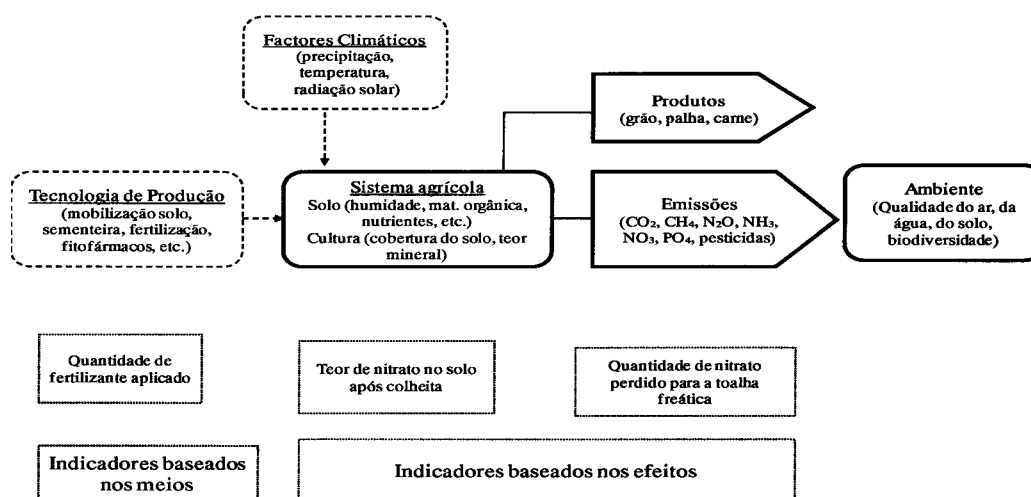
Antes do aparecimento do conceito de sustentabilidade, a gestão dos recursos naturais e dos agro-ecossistemas era, principalmente, avaliada em termos da *performance* económica, utilizando indicadores económicos como a margem bruta, o valor actualizado líquido, o rácio benefício-custo ou o rendimento líquido. Com a introdução do paradigma da sustentabilidade e, em virtude da sua natureza multidimensional, o âmbito de análise alargou-se, pelo que, na avaliação da sustentabilidade de agro-ecossistemas foram introduzidos indicadores sociais e ambientais (Pannell e Glenn, 2000).

Os indicadores ambientais são hoje incluídos em muitos estudos relacionados com a sustentabilidade dos recursos naturais a diferentes escalas espaciais, desde a escala da parcela, da exploração agrícola, da bacia hidrográfica e da região, até à escala nacional e mesmo supranacional.

Os indicadores podem expressar-se através de valores quantitativos, deduzidos da experimentação científica ou de modelos quantitativos, ou expressar-se através de valores qualitativos quando se baseiam em informação qualitativa.

Ao nível da exploração agrícola, os agricultores ajustam as tecnologias de produção de modo a otimizar a utilização de *inputs* de capital natural (solo, radiação solar, precipitação, energia fóssil) e de capital feito pelo homem (fertilizantes, sementes, pesticidas), produzindo produtos desejáveis e emissões não desejáveis para o ambiente. O nível de produção dos agro-ecossistemas é fortemente influenciado pelo nível de *inputs* utilizados, quer *inputs* naturais quer *inputs* fabricados pelo homem. O impacto que o nível de produção dos agro-ecossistemas exerce sobre os recursos ambientais depende, em larga medida, das tecnologias de produção seguidas pelo agricultor.

Figura 4.1 - Representação de factores que afectam o estado do sistema agrícola e os fluxos de produtos e emissões



Fonte: Adaptado de Van der Werf e Petit (2002)

Como se pode observar na Figura 4.1, esta ligação não é directa, dado que as emissões para o ambiente dependem do estado do agro-ecossistema, e este por sua vez é influenciado pelas práticas de produção seguidas pelo agricultor e por factores

aleatórios (tais como precipitação, temperatura, vento ou radiação solar) que o agricultor não controla.

Os indicadores podem ser classificados de diferentes formas. Halberg (1998) diferencia entre indicadores baseados nas práticas de produção do agricultor que denomina de indicadores de controlo, e indicadores baseados na informação das consequências das práticas sobre o agro-ecossistema, que denomina de indicadores de estado. Estes indicadores descrevem o estado acumulado no agro-ecossistema, pelo que incluem, indirectamente, informação dada pelos indicadores de controlo¹.

Pacini et al., (2000) diferenciam os indicadores agro-ambientais em duas categorias: indicadores de *stock* e indicadores de fluxo. Os indicadores de stock descrevem o estado do capital ambiental da exploração (ex: salinidade da água) e os indicadores de fluxo traduzem as alterações no capital ambiental podendo representar quer externalidades positivas (por exemplo, produção de bens ambientais e serviços) quer externalidades negativas (por exemplo, lixiviação de nitratos ou a erosão do solo).

Van der Werf e Petit (2002) classificam os indicadores agro-ambientais, determinados ao nível da exploração, em indicadores baseados nos meios e em indicadores baseados nos efeitos. Os primeiros baseiam-se nas tecnologias utilizadas e os segundos nos efeitos dessas tecnologias sobre o estado do sistema ou nas emissões para o meio ambiente. A mesma classificação é utilizada por Payraudeau e van der Werf (2005), baseada na posição ocupada pelos indicadores na cadeia de causa-efeito que liga as práticas culturais aos impactes ambientais, conforme evidenciado na fig.4.1.

Os indicadores baseados nos meios, como o nome indica, estimam os meios técnicos e os *inputs* introduzidos no sistema agrícola como, por exemplo, a quantidade de fertilizante. A informação necessária para a determinação destes indicadores é geralmente de fácil acesso.

¹ Por exemplo, se a partir do balanço do azoto efectuado para a exploração agrícola determinarmos que existe excesso de azoto (indicador de estado), este excesso é o resultado do efeito combinado de todas as operações que influenciaram o ciclo do azoto na exploração, nomeadamente as práticas de produção que são incluídas nos indicadores de controlo.

Os indicadores baseados nos efeitos (dos meios técnicos utilizados), agrupam os indicadores de emissões e os indicadores de impacto.

Os indicadores de emissões avaliam a contribuição dos sistemas em termos de emissões poluentes como por exemplo o teor de nitratos ou os fluxos de N₂O ou CO₂. Os indicadores de impacto fornecem informação directa do efeito das emissões poluentes. Estes indicadores de impacto podem ser do tipo intermédio (*midpoint*) ou final (*endpoint*) dependendo do local da cadeia de causa efeito, onde são definidos (Udo de Haes et al., 1999).

Os indicadores finais exigem um volume de dados superior e necessitam de modelos mais complexos que os indicadores intermédios, tanto mais que os indicadores finais podem ser agregados em indicadores de impacto ambiental global. Por exemplo, as emissões de substâncias tóxicas podem ser agregadas em termos de perigos para a saúde expressando o decréscimo da esperança de vida.

A classificação da OCDE distingue entre indicadores de pressão, estado e resposta (OECD, 1999). Os indicadores de pressão caracterizam os efeitos positivos e negativos da actividade agrícola, sobre o ambiente, nomeadamente o uso do solo e das tecnologias de produção. Os indicadores de estado caracterizam o estado ecológico dos diferentes compartimentos ambientais afectados pela actividade agrícola. Finalmente os indicadores de resposta podem avaliar a resposta da sociedade em termos regulamentares ao estado do ambiente.

Independentemente das diferentes designações atribuídas aos indicadores, a sua determinação possibilita a obtenção de informação sobre o funcionamento de sistemas específicos e visa fins específicos. No âmbito da actividade agrícola os indicadores ambientais têm sido usados na caracterização do estado dos recursos naturais (indicadores de estado) e, principalmente, na avaliação da pressão exercida pelas actividades agrícolas nos recursos naturais (indicadores de impacto).

A OCDE baseada nos efeitos da agricultura sobre o ambiente e nos possíveis impactos das diferentes medidas políticas adoptadas, encetou um extenso trabalho no

desenvolvimento de indicadores agro-ambientais (OECD, 1999), visando os seguintes objectivos:

- fornecer informação aos decisores políticos e ao público em geral sobre o estado do ambiente e impactes das actividades agrícolas sobre o ambiente;

- ajudar os decisores políticos a melhor entender as ligações de causa efeito entre a actividade agrícola e o ambiente e orientar as respostas políticas às alterações nas condições do ambiente;

- contribuir para a monitorização e avaliação da eficiência dos instrumentos da política agrícola e ambiental na promoção da agricultura sustentável.

Do exposto ressalta que os indicadores podem ser utilizados com fins de diagnóstico, monitorização e de apoio à decisão e que têm funções de simplificação, quantificação e de comunicação (Glenn e Pannell, 1998).

A avaliação da sustentabilidade dos sistemas agrícolas através de indicadores tem incidido, principalmente, em condições específicas e utilizando indicadores de pressão que caracterizam partes simples do sistema de produção, como por exemplo a utilização de agro-químicos, a lixiviação de nutrientes ou as emissões de gases.

Esta actuação limita a avaliação espacialmente ao nível da parcela e da exploração agrícola e temporalmente restringe-a a um ano agrícola, indiciando não ter em consideração o aspecto sistémico defendido no paradigma da sustentabilidade, segundo o qual “o conjunto de indicadores deverá reflectir a condição do sistema de produção de um ponto de vista holístico e dinâmico”. Apesar desta limitação, a sua determinação é importante já que a comparação entre os valores dos indicadores determinados e os correspondentes valores de referência ou limiares previamente fixados e considerados sustentáveis, permite detectar os pontos críticos do sistema e identificar os locais com problemas ambientais (Bockstaller e Girardin, 2003).

Em termos de operacionalidade a utilização de muitos indicadores na avaliação ambiental torna-se impraticável e onerosa (Mitchell et al., 1995), pelo que deve ser seleccionado um conjunto “essencial” de indicadores que satisfaçam os princípios e objectivos previamente definidos para análise e que justifiquem a sua escolha (Bossel, 2001). Segundo este autor, a existência de dados de base, a

possibilidade de calibração e de comparação com normas (critérios legais) ou outros valores de referência existentes, a facilidade e rapidez de determinação e interpretação, o grau de importância e validação científica e os custos de implementação são critérios fundamentais no processo de selecção de indicadores a utilizar.

A OCDE indica a relevância política, a segurança analítica, a possibilidade de medição e o nível de agregação como critérios a ter em consideração na selecção de indicadores (OECD, 1999).

Na avaliação ambiental de sistemas agrícolas também podem ser utilizados indicadores compósitos ou índices², que integram a informação obtida a partir da agregação de várias variáveis ou de um conjunto de indicadores simples, num único valor. O Índice de Sustentabilidade do Agricultor (Taylor et al, 1993), o Indicador de Prática Agrícola Sustentável (Rigby et al., 2001) e o Índice de Sustentabilidade Agrícola (Nambiar et al., 2001) são alguns dos exemplos destes índices.

A utilização destes índices permite obter uma noção mais global do impacte ambiental, ao combinar diferentes indicadores. Contudo, a subjectividade na atribuição das diferentes ponderações aos indicadores incluídos no índice é criticável, assim como o facto do resultado, ao ser fornecido através de um simples valor numérico, não disponibilizar informação importante para a gestão ambiental, podendo não servir de orientação para posterior delineamento de alternativas (Payraudeau e van der Werf, 2005).

4.1.2 - Métodos de avaliação ambiental ao nível da exploração agrícola

Embora a avaliação da sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola exija uma abordagem multidimensional, abrangendo as dimensões económica, social e ambiental, na última década a investigação científica tem incidido, sobretudo, nos

² Os índices ambientais constituem ponderações numéricas dos valores dos indicadores ambientais e resultam da aplicação de métodos de agregação aos indicadores ambientais. Na agregação de indicadores podem ser utilizados métodos aritméticos (por exemplo, linear, geométrico, mínimo-máximo, aditivo) ou heurísticos (por exemplo regras de decisão). Estes últimos são preferidos em casos de difícil quantificação, enquanto os primeiros são utilizados para parâmetros facilmente quantificáveis e comparáveis com padrões.

aspectos ambientais associados aos processos de produção agrícola, traduzindo as preocupações da sociedade relativamente à preservação do ambiente.

Diversas metodologias foram sendo propostas, ao longo do tempo, para avaliar o desempenho ambiental dos agro-ecossistemas ao nível da exploração agrícola, utilizando indicadores baseados quer nas tecnologias agrícolas desenvolvidas (avaliação orientada pelos meios), quer nos efeitos das tecnologias agrícolas sobre o ambiente (avaliação orientada pelos efeitos), como foi descrito anteriormente.

Os vários métodos existentes diferem entre si, não só na diversidade de aspectos ambientais abrangidos, mas também na diversidade de indicadores usados na caracterização dos recursos e do impacto ambiental.

Esta falta de consenso poderá ser justificada pela complexidade das relações entre a agricultura e o ambiente e a diversidade de problemas ambientais que podem ser estudados (erosão do solo, poluição do solo, da água e do ar, perda de biodiversidade, etc.). A utilização de indicadores, simples ou agregados em índices, também é muito variável, dependendo em larga medida dos objectivos pretendidos, das fontes de informação e de recolha de dados (experimentação, monitorização nas explorações, contabilidade da exploração, estatísticas nacionais, etc.) e dos utilizadores ou público alvo (investigadores, decisores políticos, organismos governamentais, organizações de agricultores, etc.) (OECD, 1999).

Goodlass et al. (2001), baseados num inquérito alargado aos países da UE-15 e a alguns países da OCDE não pertencentes à UE identificaram e caracterizaram cinquenta e cinco métodos utilizados na avaliação da gestão ambiental e na avaliação do impacto ambiental ao nível da exploração agrícola.

No Quadro 4.1 apresentam-se, de forma sintética, alguns destes métodos, caracterizando-os em termos de objectivos, nível de avaliação, temas ambientais abrangidos, tipo de exploração onde foram desenvolvidos, potenciais utilizadores e a abordagem de análise utilizada, tendo por base a revisão efectuada por Van der Werf e Petit (2002).

Quadro 4.1 - Características e quadros metodológicos de avaliação da sustentabilidade ao nível da exploração agrícola

Método	Objectivo	Nível de avaliação	País de utilização	Tema/Indicadores	Referência
FSI	<i>Farmer sustainability index</i>	Exploração	Malásia	Uso de fertilizante azotado e de pesticidas	Taylor et al., 1993
SEC	<i>Sustainability of energy crops</i>	Produto	Europa	Uso de: energia não renovável, terra, água, fertilizante N, pesticidas, outros recursos não renováveis, Emissão: gases efeito estufa, acidificantes, subst. nitrificantes, pesticidas; qualidade paisagem, biodiversidade natural	Biewinga e Van der Bijl, 1996
EP	<i>Ecopoints</i>	Exploração	Austria	Erosão do solo, uso de fertilizantes N e pesticidas, qualidade da paisagem, biodiversidade agrícola	Mayrhofer et al., 1996
LCA	<i>Life cycle assessment for agriculture</i>	Produto/ Exploração	Europa	Uso de: energia não renovável, outros recursos não renováveis, terra. Emissão: gases efeito estufa, substâncias acidificantes, substâncias eutrofizantes, ecotoxicidade terrestre, aquática, toxicidade humana.	Audsley et al., 1997
AEI	<i>Agro-ecological indicators</i>	Parcela/ Exploração	França + Alemanha	Uso de: energia não renovável, outros recursos não renováveis, biodiversidade natural e agrícola, qualidade da paisagem, do ar, da água e do solo	Girardin et al., 2000
OS	<i>Operationalising sustainability</i>	Parcela/ Exploração	Holanda	Uso de pesticidas; emissão de substâncias eutrofizantes	Rossing et al., 1997
MOP	<i>Multi-objective parameters</i>	Exploração	Projecto investigação na Europa	Biodiversidade natural, qualidade da paisagem, do ar, da água, do solo, e qualidade dos produtos alimentares	Vereijken, P., 1997
EMA	<i>Environmental management for agriculture</i>	Exploração	UK	Uso: energia não renovável, água, fertilizantes N e pesticidas; Biodiversidade natural, qualidade do solo e bem estar animal	Lewis e Bardon, 1998
SD	<i>Solagro diagnosis</i>	Exploração	França	Uso: energia não renovável, água, erosão do solo; qualidade da paisagem, biodiversidade natural e agrícola, qualidade da água e do solo	Pointereau et al., 1999
LCAE	<i>Life cycle assessment for environmental farm management</i>	Exploração, produto	Suíça	Uso de energia não renovável e terra. Emissão: gases de efeito estufa, acidificantes, depleção ozono, substâncias eutrofizantes, ecotoxicidade terrestre, aquática, toxicidade humana, produção de resíduos, utilização resíduos.	Rossier, 1999
IFS	<i>Indicators of farm sustainability</i>	Exploração	França	Uso: energia não renovável, outros recursos não renováveis, água, qualidade do ar, da água e do solo.	Vilain, 1999
KUL	<i>Criteria for environmentally sound agriculture</i>	Exploração	Alemanha	Uso: energia não renovável, fertilizantes NPK e pesticidas; Qualidade do solo, biodiversidade natural e agrícola	Eckert et al., 2000
AEL	<i>Agricultural environment label</i>	Exploração	Holanda	Uso: energia não renovável, fertilizantes N e P, pesticidas	De Vries e Boer 1995
STANK	<i>Farm level nutrient balance</i>	Exploração	Suécia	Uso de nutrientes (NPK) e balanço nutrientes	Goodlass et al., 2001
EYP	<i>Environmental yardstick for pesticides</i>	Exploração/ parcela	Holanda + Bélgica	Uso de pesticidas	Reus e Pak, 1993

Quadro 4.1 - (Continuação)

Método	Tipo exploração	Utilizadores	Abordagem utilizada na avaliação	Dimensão	Escala de efeitos	
					Local a)	Global
FSI	Hortícolas (prod. couve)	Políticos, agricultores	Avaliação da sustentabilidade ecológica através do grau de substituição de <i>inputs</i> comprados por recursos produzidos na exploração	Ambiental	+	0
SEC	Culturas energéticas	Políticos	A sustentabilidade ecológica e económica avaliada com base em indicadores associados ao ciclo de vida. Adicionalmente o método considera indicadores específicos do sistema de produção agrícola	Ambiental, económica	+	+
EP	Culturas e animais	Agricultores Admin. local	Extensificação do uso da terra e qualidade da paisagem avaliada através da atribuição de <i>scores</i> às práticas dos agricultores e manutenção da paisagem	Ambiental	+	0
LCA	Cultura do trigo	Políticos, agricultores, consumidores	O impacte ambiental do produto pode ser avaliado através da quantificação de emissões, uso de materiais energia em todas as fases do seu ciclo de vida	Ambiental	+ / 0	+
AEI	Culturas arvenses	Organização de agricultores, agricultores	Através de uma matriz de interação avalia os efeitos das práticas de produção nas componentes dos agro-ecossistemas. A agregação dos módulos de avaliação que caracterizam o impacto das práticas de produção no ambiente origina dois tipos de indicadores: agro-ecológicos e de impacte ambiental	Ambiental	+	+
OS	Produção flores	Investigadores, agricultores	Através da utilização da programação linear multi-objectivo são delimitados sistemas agrícolas sustentáveis	Ambiental, económica	+	0
MOP	Culturas arvenses	Investigadores, agricultores	Definição de protótipos de sistemas de produção integrada e de sistemas de produção biológica através do processamento de várias fases. Este método foi, mais recentemente, melhorado pela aplicação da programação linear multi-objectivo.	Ambiental, económica, social	+	0
EMA	Culturas e animais	Organização agric., agricultores	Sistema de gestão ambiental que incentiva continuamente melhorias nas práticas agrícolas. É uma ferramenta para redução efectiva do impacte ambiental da exploração	Ambiental	+	+ / 0
SD	Culturas e animais	Organização agric.	O impacte ambiental da exploração pode ser avaliado através de indicadores de práticas dos agricultores e estado da exploração, diversidade de culturas e gestão do espaço	Ambiental	+	+
LCAE	Culturas e animais	Organização agric., investigadores	O impacte ambiental da exploração pode ser avaliado através da quantificação de emissões, uso de materiais e energia em todas as fases do seu ciclo de vida	Ambiental	+ / 0	+
IFS	Culturas e animais	Agricultores	Sustentabilidade ecológica, social e económica das explorações pode ser avaliada usando indicadores principalmente baseados em práticas do agricultor	Amb., econ., social	+	+
KUL	Culturas arvenses	Políticos, agricultores	Sustentabilidade dos sistemas agrícolas avaliado através de indicadores baseados nas práticas dos agricultores. Para cada indicador foi definida uma escala o que permite avaliar o grau de cumprimento ao nível da exploração	Ambiental, económica	+	0
AEL	Cult. arvenses expl. mistas	Org. agric., agric., org. certificação	Avaliação da sustentabilidade com base em indicadores quantificados através de balanços de nutrientes, eficiência de energia e quantidade de pesticidas usados por hectare	Ambiental	+	0
STANK	Cult. arvenses expl. mistas	Org. agricultores, agricultores	Através de balanços de nutrientes ao nível das culturas e animais, avalia os riscos de perdas de nutrientes para o ambiente	Ambiental	+	0
EYP	Culturas arvenses	Organização agric., agricultores	Compara os valores de previsões de concentração de pesticida na água subterrânea, organismos da água e organismos do solo com valores <i>standarts</i> nacionais nos compartimentos ambientais atribuindo pontos de impacte ambiental.	Ambiental	+	0

Alguns métodos (índice de sustentabilidade do agricultor e operacionalização da sustentabilidade) foram desenvolvidos em explorações especializadas de produções vegetais (horticultura e floricultura) e explorações agrícolas muito específicas (Ásia e Holanda), enquanto outros métodos foram aplicados a explorações com produção vegetal e animal (ecopontos, diagnóstico solagro, gestão ambiental para agricultura, avaliação do ciclo de vida para gestão ambiental da exploração agrícola, indicadores de sustentabilidade das explorações agrícolas).

No que diz respeito aos objectivos da avaliação, indicadores utilizados, tempo requerido na recolha de informação e utilização prática, existe alguma disparidade entre os métodos analisados e que iremos abordar seguidamente.

4.1.2.1 - Análise comparativa dos métodos de avaliação ambiental de explorações agrícolas

A primeira constatação que ressalta da análise dos diferentes métodos propostos para avaliação da componente ambiental ao nível da exploração agrícola, nomeadamente os referidos no Quadro 4.1, é a extrema variabilidade existente, desde o que se pretende avaliar até aos meios utilizados para a avaliação.

4.1.2.1.1 - Objectivos da avaliação

No que diz respeito ao que se pretende avaliar, uns métodos visam a avaliação do impacte ambiental (ecopontos, análise do ciclo de vida ou indicadores agro-ecológicos, por exemplo), outros pretendem avaliar a sustentabilidade ambiental (índice de sustentabilidade do agricultor, indicadores de sustentabilidade das explorações agrícolas), enquanto outros pretendem avaliar a performance ambiental (manejo ambiental para a agricultura) ou valores ambientais (parâmetros multi-objectivo).

Todos os métodos avaliam em maior ou menor grau o impacte ambiental. No entanto, como a avaliação da sustentabilidade é um objectivo mais amplo, exigindo a

tomada em consideração não apenas de objectivos relacionados com as funções do agro-ecossistema, por exemplo o uso de energia fóssil, uso de nutrientes ou a biodiversidade, mas também de objectivos respeitantes às suas funções residuais, como por exemplo a qualidade da água, a qualidade do solo e do ar, apenas as metodologias que avaliam um número elevado de objectivos poderão ser consideradas adequadas para avaliar a sustentabilidade.

A avaliação do impacte ambiental da actividade agrícola ou a sustentabilidade ambiental da actividade exige a definição de um conjunto de objectivos ou de parâmetros específicos, que possam ser avaliados (Van der Werf e Petit, 2002). O termo “objectivo” é utilizado em algumas metodologias (indicadores de sustentabilidade das explorações agrícolas, indicadores agro-ecológicos ou parâmetros multi-critérios), enquanto outras utilizam “temas ambientais” (sustentabilidade das culturas energéticas e diagnóstico Solagro), “categorias de impacte ambiental” (metodologias que seguem a abordagem do ciclo de vida) ou “campos de actividade” (como a metodologia do manejo ambiental para a agricultura), como expressões equivalentes a objectivos. Contudo, poucos são os métodos que enunciam os seus objectivos de forma explícita e poucos também descrevem de que forma e porque razão esses objectivos foram escolhidos (Van der Werf e Petit, 2002).

De uma forma simplificada os objectivos destas metodologias podem-se agrupar em três grandes categorias de avaliação:

- consumo de recursos (uso de energia não renovável, uso de outros recursos não renováveis, erosão do solo, uso do solo, uso da água, uso de fertilizantes azotados e uso de pesticidas),

- emissões (gases de efeito de estufa, camada de ozono, acidificação, eutrofização, substâncias nitrificantes, pesticidas, potencial oxidante, ecotoxicidade terrestre, ecotoxicidade aquática, toxicidade humana e produção de resíduos)

- estado do ecossistema (qualidade da paisagem, biodiversidade natural, biodiversidade agrícola, biomassa total, qualidade do ar, qualidade da água, qualidade do solo, qualidade do alimento e bem estar animal).

No que diz respeito aos efeitos considerados, todas as metodologias têm em consideração efeitos locais resultantes da utilização de recursos, naturais ou fabricados pelo homem, utilizados na actividade agrícola, como por exemplo os efeitos no solo ou na água, na biodiversidade, na qualidade da paisagem, etc. Pelo contrário, os efeitos globais, como as alterações climáticas resultantes das emissões de gases de efeito de estufa são principalmente considerados na análise do ciclo de vida.

No que diz respeito ao número e categorias dos objectivos considerados é muito elevada a variabilidade das metodologias analisadas. Os métodos mais simples (operacionalização da sustentabilidade (OS), índice de sustentabilidade do agricultor (FSI), *yardstick* ambiental para pesticidas (EYP)) limitam-se a considerar um ou dois objectivos ambientais: a utilização de pesticidas e a utilização de adubos azotados ou emissão de substância eutrofizantes. Os intermédios (método de ecopontos (EP) e o método da certificação ambiental da agricultura (AEL)) incidem em 4 ou 5 objectivos. No extremo oposto encontram-se os métodos que seguem a metodologia da análise do ciclo de vida (LCA) que consideram cerca de dez objectivos e a metodologia da sustentabilidade das culturas energéticas (SEC) que contempla 13 objectivos, já que para além dos tradicionalmente abordados na análise do ciclo de vida, também aborda a erosão do solo, a qualidade da paisagem e a biodiversidade natural.

Considerando todos os métodos analisados, os objectivos mais contemplados são a utilização da energia não renovável e outros recursos não renováveis, a qualidade da paisagem, a biodiversidade e as emissões de gases de efeito de estufa, substâncias eutrofizantes e substâncias acidificantes, enquanto os menos avaliados são a qualidade alimentar e o bem-estar animal.

4.1.2.1.2 - Indicadores utilizados

Todos os métodos utilizam indicadores para quantificar os objectivos pretendidos. Estes indicadores podem-se classificar em indicadores baseados nos meios, isto é, indicadores baseados nas técnicas culturais adoptadas, ou em indicadores



baseados nos efeitos, isto é, indicadores baseados nos efeitos das práticas culturais adoptadas (Van der Werf e Petit, 2002).

A maioria dos métodos recorre a indicadores baseados nos efeitos, expressando os resultados, quer em unidades físicas (análise do ciclo de vida) quer na forma de valor numérico (scores) (indicadores agro-ecológicos), quer na forma mista, como no método da sustentabilidade das culturas energéticas. Alguns métodos (índice de sustentabilidade do agricultor, eco-pontos e manejo ambiental para a agricultura) utilizam indicadores baseados nos meios, enquanto outros (diagnóstico Solagro e sustentabilidade das culturas energéticas) utilizam os dois tipos de indicadores.

Nos métodos que utilizam valor numérico para expressar os objectivos (indicadores agro-ecológicos e o manejo ambiental para a agricultura) verifica-se que alguns métodos utilizam a mesma escala para todos ou quase todos os indicadores (AEI, EMA). A utilização de valores numéricos nos indicadores não é muito desejável, uma vez que não permite uma fácil comparação com outros valores e dificulta a utilização de mensurações nas explorações para validar a metodologia (Van der werf e Petit, 2002).

Os métodos baseados na análise do ciclo de vida centram-se no produto, pelo que utilizam indicadores relacionados com o uso dos recursos e as emissões referidas aos produtos (Kg, ton.), considerando as explorações como sistemas de produção, enquanto os outros métodos consideram as explorações como um modo de ocupação do solo (Van der Werf e Petit 2002) e reportam os impactes ambientais ao hectare. Haas et al. (2000) consideram que os indicadores que exprimem os impactes por hectare são os mais apropriados para expressar os efeitos locais, enquanto os indicadores que exprimem os impactes por produto (Kg) são mais apropriados para expressar os efeitos globais.

No que concerne aos indicadores baseados nas práticas culturais adoptadas (indicadores baseados nos meios) ou nos efeitos por elas originados (indicadores baseados nos efeitos), Van der Werf e Petit (2002) defendem que os indicadores baseados nos efeitos apresentam a vantagem de, por um lado, se associarem mais directamente ao objectivo e, por outro lado, de deixarem ao agricultor a liberdade para

escolher os melhores meios ou práticas para obter o efeito desejado, tendo em consideração a especificidade agronómica, económica e ambiental das explorações.

O principal inconveniente dos indicadores baseados nos efeitos é a maior exigência em termos de recolha de dados, comparativamente à exigida pelos indicadores baseados nos meios. Estes, para além da sua maior simplicidade e do seu menor custo, são preferidos pelos métodos destinados a um fim específico, como a certificação ou o estabelecimento de subvenções, onde a verificação e a implementação prática são objectivos importantes.

O principal inconveniente apontado aos indicadores baseados nos meios é que não são apropriados para supervisionar a mudança, uma vez que é impossível avaliar o contributo de uma prática no impacte ambiental, quando a adesão a essa prática serviu como um critério para avaliar o impacte ambiental (Hansen, 1996).

4.1.2.1.3 - Validação e utilização prática

A capacidade do método de atingir o seu objectivo, a necessidade de validar os resultados obtidos e a sua praticabilidade para utilização rotineira são questões importantes na escolha da metodologia de avaliação ambiental.

No que diz respeito à primeira questão, um método pode originar uma resposta errónea devido ao facto dos seus objectivos não se adaptarem ao fim pretendido ou devido aos indicadores utilizados quantificarem de forma imprecisa os objectivos.

Os métodos que utilizam indicadores baseados nos meios permitem boas performances exigindo pouco tempo para colheita de dados.

Os métodos que utilizam indicadores baseados nos efeitos e, em particular, os que seguem a metodologia da análise do ciclo de vida, são mais exigentes no que se refere ao tempo necessário para recolha de informação, mas originam informação muito mais completa.

Van der Werf e Petit (2002) sugerem que a validação das metodologias de avaliação da componente ambiental se baseie num exame crítico do conjunto de objectivos pretendidos e dos indicadores utilizados. Neste sentido, o conjunto de

indicadores não deve ser exaustivo, mas abranger o menor número possível de indicadores que permita quantificar os objectivos de modo pertinente e a sua validação.

O tempo necessário para recolha de informação necessária à avaliação ambiental pretendida é maior nos métodos que se baseiam na análise do ciclo de vida, devido ao maior número de objectivos ambientais. Também a metodologia desenvolvida para os parâmetros multi-objectivo necessitam de mais tempo, dado o volume importante de dados que é necessário recolher, comparativamente aos métodos que se baseiam num menor número de indicadores, como por exemplo, o índice de sustentabilidade do agricultor, os ecopontos ou a metodologia proposta por Rossing et al.(1997).

No que diz respeito à facilidade de utilização deve ter-se em consideração o volume de dados necessários para a avaliação e a precisão do método. Os métodos devem ser suficientemente simples para que sejam postos em prática e suficientemente completos para evitar erros de diagnóstico, exigindo um compromisso entre a relevância ambiental do método e a sua fiabilidade. Os métodos muito complicados, muito onerosos e que necessitam de muitos dados de difícil obtenção serão de utilização mais difícil.

4.1.2.1.4 - Características fundamentais

Os métodos baseados em indicadores que visam a avaliação ambiental ao nível da exploração agrícola devem de acordo com Van der Werf e Petit (2002) ter um conjunto mínimo de características.

Para avaliar realmente o impacte ambiental, o método deverá considerar uma gama de objectivos que cubra não apenas os efeitos locais, mas também os efeitos globais. O número de objectivos considerados deve ser suficientemente grande para prevenir e englobar novos problemas que possam surgir e suficientemente pequeno para preservar e garantir a facilidade de aplicação prática.

Os indicadores utilizados para quantificar o grau de obtenção dos objectivos devem ser claramente identificados ou construídos. Os indicadores baseados nos efeitos são preferíveis, uma vez que, a sua ligação com os objectivos é muito directa e a escolha dos meios e das práticas culturais é deixada ao agricultor. Os indicadores baseados nos meios são mais simples e menos onerosos, mas não permitem uma avaliação ambiental muito completa.

Os indicadores que permitem a expressão dos impactes em unidades físicas (quer por unidade de superfície quer por unidade de produto) são preferíveis aos que utilizam valores numéricos de uma escala (*scores*). Os primeiros permitem a avaliação dos sistemas de produção não apenas em termos de modo de ocupação do solo, mas também como sistemas de produção. Os segundos por utilizarem unidades sem dimensão não permitem a comparação com valores reais obtidos nas explorações.

Por último, o método deve ser validado, por um lado, através da avaliação da pertinência do seu conjunto de objectivos relativamente ao fim pretendido e, por outro lado, pelo confronto dos valores dos indicadores com os valores reais obtidos nas explorações (*benchmarking*) e ou através da sua apreciação por um painel de avaliadores (*experts*).

4.1.3 - Métodos de contabilização *input-output*

Muitos dos métodos de avaliação ambiental, descritos anteriormente, podem-se agrupar na designação genérica de métodos de contabilização de *input-output* (Goodlass et al., 2003). O balanço e eficiência do azoto, assim como o balanço e eficiência da energia inserem-se neste grupo.

Embora com algumas diferenças estes métodos baseiam-se em indicadores calculados a partir dos inputs utilizados na exploração, nomeadamente fertilizantes, pesticidas e energia não renovável e dos outputs obtidos. Pela relativa facilidade na recolha de informação necessária e de cálculo podem ser úteis na melhoria da gestão

destes recursos ao nível da exploração e contribuir para a sustentabilidade dos sistemas de produção.

4.1.3.1 - Balanço de Azoto

O uso eficiente dos recursos, particularmente dos nutrientes é uma exigência fundamental para assegurar a sustentabilidade dos sistemas de produção agrícola. O uso ineficiente dos nutrientes, como o azoto, para além de incrementar as perdas para o ambiente, aumentando os riscos ambientais, também se repercute negativamente nos resultados económicos da exploração (Oenema e Pietzak, 2002).

Actualmente, os fertilizantes minerais são o principal meio utilizado para restituir ao solo os nutrientes que as culturas dele retiram. O fornecimento de azoto desempenha um papel central na produção agrícola e animal, mas a sua utilização em excesso pode originar problemas ambientais, já que para facilitar a sua assimilação pelas plantas o azoto contido nos fertilizantes é, particularmente, solúvel e facilmente arrastado pela água. A concentração excessiva de azoto na água superficial pode contribuir para a eutrofização desse meio aquático. As águas subterrâneas, principalmente as submetidas a elevadas concentrações de nitratos, podem representar um risco para a saúde humana (Goodlass et al, 2003).

No respeitante às explorações com produção animal uma parte do azoto contido nos efluentes volatiliza-se na forma de amoníaco, substância que contribui para a acidificação, ou na forma de óxido nitroso, substância que contribui para o efeito de estufa.

O balanço do azoto tem sido um dos indicadores agro-ambientais mais utilizados ao nível da exploração agrícola dada a relativa facilidade em recolher a informação necessária para o seu cálculo.

O balanço do azoto é calculado através da diferença entre o *input* e o *output* de azoto (Simon et al., 2000). O azoto contido nos fertilizantes orgânicos e inorgânicos, o derivado da fixação biológica (pelas leguminosas) e o resultante da deposição

atmosférica são os principais inputs contabilizados. O output corresponde ao azoto retirado do solo pelas plantas e contido nos produtos.

O balanço de azoto indica a diferença entre a quantidade de azoto fornecido ao solo e a quantidade de azoto retirada pelas produções. Quanto mais elevada for esta diferença maior é o excesso de azoto e conseqüentemente maior o risco ambiental, uma vez que as emissões de azoto, na forma de amoníaco, de óxidos nitroso e de nitratos, para o ar, solo e sistemas aquáticos podem ser extremamente gravosas para os ecossistemas ao nível da qualidade do ar, da acidificação dos solos, da eutrofização das águas e das alterações climáticas.

Na última década, foi imposta a obrigatoriedade de registo do balanço de nutrientes ao nível da exploração agrícola, nomeadamente na Holanda, Bélgica e Dinamarca, com o objectivo de reduzir o nível de elementos fertilizantes fornecidos ao solo (principalmente azoto e fósforo) e melhorar a eficiência da sua utilização.

Na Holanda, foi estabelecido, em 2003, limites máximos de balanço de 100 Kg N/ha em solos com culturas arvenses e de 180 Kg de N/ha em solos com prados.

Também a Agência Europeia do Ambiente, utiliza o balanço de azoto como indicador de risco ambiental, estabelecendo que balanços azotados acima de 25 Kg de N/ha acarretam um provável risco de contaminação dos aquíferos, enquanto um valor superior a 50 Kg N/ha provoca a contaminação da água.

A extrema facilidade de aplicação do balanço azotado ao nível da exploração é salientada por Oborn et al., 2003, referindo que os resultados são facilmente transmitidos e entendidos pelo agricultor. Simon et al. (2000), utilizaram este indicador para avaliar a sustentabilidade de explorações agrícolas e pecuárias em França e na Itália, quantificando os *inputs* e *outputs* de azoto com base nas transacções comerciais do agricultor (compras de adubo e de alimentos e vendas de produtos vegetais e animais)

O balanço azotado poderá ser utilizado para caracterizar o estado da exploração e identificar práticas agrícolas ou processos passíveis de serem corrigidos,

melhorando a eficiência de utilização do azoto ao nível da exploração. O exame dos diferentes fluxos de azoto existentes na exploração pode permitir uma melhor compreensão do sistema produtivo, ajudando a encontrar soluções alternativas mais eficientes. O balanço do azoto pode ser utilizado como um indicador para identificar explorações ou zonas agrícolas potencialmente ameaçadas de poluição ambiental. A sua evolução ao longo do tempo poderá permitir a avaliação da eficácia de aplicação das medidas de política agrícola, como as medidas agro-ambientais ou a directiva dos nitratos (Goodlass et al., 2003).

O balanço do azoto pode ser considerado um indicador simples de determinar e de grande utilidade para avaliar a eficiência e os potenciais efeitos ambientais do uso deste nutriente (Schröder et al., 2003).

Paralelamente à determinação do balanço de nutrientes também é possível determinar a eficiência da sua utilização. Assim, no caso do azoto a eficiência do azoto é expressa em percentagem e representa o quociente entre o azoto contido no output e o azoto contido no input. Este indicador tem sido utilizado por vários autores na avaliação ambiental de explorações agrícolas (Raun e Johnson, 1999; Karlsson et al. 2001).

4.1.3.2 – Balanço de energia

A agricultura é uma actividade que consome energia nos seus processos produtivos, mas também a produz. Em matéria de energia a agricultura, no seu sentido lato, apresenta a especificidade de poder produzir energia, ou mais exactamente de transformar a energia solar em energia química armazenada na forma de biomassa vegetal, graças ao processo da fotossíntese. Como é óbvio, apenas as produções vegetais são realmente capazes de produzir a energia. Os animais, do ponto de vista energético, limitam-se a transformar energia.

Nos anos 70, a crise energética verificada induziu à realização de estudos que visaram, fundamentalmente, o uso mais racional da energia e a economia de um recurso não renovável.

A análise energética é uma análise que se baseia nos balanços e nos fluxos de energia que atravessam um sistema de produção, permitindo calcular o seu rendimento.

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

O input de energia corresponde ao somatório de energia directa e indirecta. A energia directa está intimamente associada ao consumo de combustíveis, enquanto a energia indirecta corresponde à energia contida nos fertilizantes, pesticidas, sementes e máquinas, podendo incluir a energia ambiental (radiação) e a energia humana (Audsley, 2000; Dalgaard et al., 2001; Pervachon et al., 2002).

O output de energia corresponde à energia contida nos produtos originados na exploração.

Não existe um método padronizado para cálculo do balanço energético. Os limites espaciais e temporais dos sistemas produtivos, os fluxos e materiais considerados, os tipos de energia incluída e os equivalentes energéticos utilizados para os fluxos apresentam variações entre autores (Jones, 1989).

A partir da informação necessária para a determinação do balanço de energia é possível determinar a eficiência do uso de energia ou eficiência energética através da relação entre o balanço energético e o input de energia (Sartori et al., 2005).

O input de energia, o balanço energético e a eficiência da energia são indicadores ambientais utilizados, individualmente ou conjuntamente, na análise energética das actividades agrícolas

Fluck (1979) foi um dos primeiros autores a aplicar a análise energética na agricultura. Bonny (1993) estimou o consumo energético de produções cerealíferas e de bovinos leiteiros em França. Swanton et al. (1996) utilizaram a análise energética para caracterizar a utilização de energia nos sistemas de produção agrícola do Canadá. Ferriere (1997) aplicou o método à escala da parcela agrícola, enquanto Risoud (1999) o

utilizou para comparar diferentes rotações culturais e diferenciar explorações com produção animal ou vegetal.

Mais recentemente a questão energética readquiriu importância não só em termos económicos, mas também em termos ambientais. Para além, do preço da energia também as questões relacionadas com as emissões de gases de efeito de estufa pelas actividades agrícolas são motivo de fortes preocupações (Konyar, 2001; Pervanchon et al. 2002).

No contexto actual, a quantificação à escala da exploração agrícola das entradas e saídas de energia associadas aos meios de produção e às práticas agrícolas assume particular importância (Bochu, 2001).

Em 2000, foi desenvolvido em França um método, conhecido como método Planete (*Methodes pour l'analyse énergétique de l'exploitation- Planete*), visando quantificar à escala da exploração as entradas e saídas de energia e avaliar as emissões de gases de efeito de estufa associadas ao consumo de recursos e às práticas agrícolas (Bochu, 2001).

Dalgaard et al. (2001), aplicaram a metodologia a explorações agrícolas de produção convencional e de produção biológica na Dinamarca. Estes autores salientam que o *input* de energia fóssil pode ser utilizado como indicador ambiental de avaliação do nível de cumprimento de metas governamentais na redução da emissão de gases de efeito de estufa.

Estes autores referem, ainda, que os sistemas agrícolas com baixo *input* de energia comparativamente ao *output* se traduzem na redução de emissões de CO₂ de origem agrícola.

A análise energética, nomeadamente o *input* de energia e o balanço energético podem ser importantes indicadores ambientais para caracterizar as propriedades dos sistemas de produção e identificar práticas culturais que possam proporcionar uma economia energética e reduzir os custos de produção, assim como melhorar a sustentabilidade das práticas e sistemas agrícolas (Ceccon et al., 2002; Bailey et al. (2003)

4.1.4 – Análise do ciclo de vida

A análise do ciclo de vida (ACV) é uma metodologia utilizada para avaliar os impactos ambientais associados a um produto, processo ou actividade, através da análise e quantificação do consumo de recursos e das emissões originadas (Bentrup et al., 2004).

A consciencialização de que qualquer produto, processo ou actividade produz impactos no ambiente desde que são extraídas as matérias-primas indispensáveis ao seu fabrico até que, após a sua vida útil, esse produto é devolvido à natureza foi determinante no desenvolvimento desta metodologia (Caldeira-Pires et al., 2002).

A análise de desempenho ambiental abrange o ciclo de vida do produto desde “o nascimento até à morte”, considerando todos os processos que contribuem para o impacto ambiental de um produto, processo ou actividade (Weidema e Meeusen, 2000).

É a metodologia de avaliação orientada para o produto que se encontra mais desenvolvida e tem sido utilizada de forma crescente para avaliar a eficiência ambiental de diferentes empresas agrícolas e sistemas de produção de alimentos.

4.1.4.1 - Enquadramento histórico

Os primeiros estudos de análise do ciclo de vida foram realizados na Europa e nos EUA, nos anos setenta, com base na ideia de avaliar, nos sistemas produtivos industriais, o uso de energia e de materiais e os resíduos libertados para o ar, a água e o solo. Segundo Hunt e Franklin (1996) na origem dos estudos estiveram os investigadores do Instituto de Pesquisa Midwest (Kansas City) envolvidos num estudo para a Coca-Cola.

A sua utilização aumentou grandemente, incidindo, sobretudo, nos produtos industrializados e nas embalagens de produtos, quando se tornou evidente que o único meio eficaz de analisar os sistemas industriais era examinar todos os processos de um produto, desde a extracção da matéria-prima, passando pelos processos de transformação e culminando com o seu retorno ao meio ambiente na forma de resíduo (Xavier e Pires, 2004).

Em 1991, a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) definiu a análise do ciclo de vida como um procedimento objectivo de avaliação de cargas energéticas e ambientais correspondentes a um produto, processo ou actividade através da identificação e quantificação da energia e dos materiais utilizados e das emissões libertadas para o meio ambiente.

Posteriormente, os contributos conjuntos da SETAC e da ISO (*International Organization for Standardization*) foram determinantes para a padronização desta metodologia, com a publicação das normas ISO 14040, 14041, 14042 e 14043, enquadrando as diferentes fases da metodologia.

No final dos anos noventa, do século passado, a metodologia começou a ser aplicada à agricultura. Em 1997, Audsley coordenou uma acção concertada e programada da Comissão Europeia visando a harmonização da avaliação ambiental do ciclo de vida para aplicação à agricultura (Audsley et al., 1997), iniciando-se pouco depois os estudos no sector agro-alimentar e agrícola (Mattsson e Olsson, 2001).

4.1.4.2 - Metodologia de análise do ciclo de vida

Enquadrada na ISO 14040 (1997) a análise do ciclo de vida (ACV) é uma técnica de avaliação dos aspectos ambientais e dos impactes ambientais potenciais associada a um sistema de produtos através da análise de inventário das entradas e saídas do sistema, da avaliação dos impactes ambientais potenciais associados a essas entradas e a essas saídas e da interpretação dos resultados das fases de análise de inventário e da avaliação de impacte em relação aos objectivos do estudo.

Segundo a ISO 14041 (1998) um sistema de produtos é um conjunto de processos elementares ligados por fluxos de produtos intermédios, que têm uma ou mais funções definidas. A propriedade essencial de um sistema de produtos é caracterizada pela sua função e não pode ser definida somente pelos produtos finais. Este sistema de produto corresponde ao ciclo de vida do produto, isto é, o inventário e os impactes potenciais são estudados ao longo do ciclo de vida do produto desde a aquisição da

matéria-prima, ao processo de produção, sua utilização e destruição. Por esta razão o processo é também designado “do berço ao túmulo”.

A metodologia da técnica de ACV inclui, de acordo com a ISO 14040, quatro fases principais, que se inter-relacionam, e que são:

- 1 - Definição do objectivo e do âmbito da análise;
- 2 - Inventário dos processos envolvidos, com enumeração das entradas e saídas do sistema;
- 3 - Avaliação dos impactes ambientais associados às entradas e saídas do sistema;
- 4 - Interpretação dos resultados das fases de inventário e avaliação, tendo em consideração os objectivos do estudo.

4.1.4.2.1 - Definição do objectivo e do âmbito da análise

Esta fase engloba a definição dos objectivos globais do estudo, onde se estabelecem a finalidade do estudo, o produto, actividade ou sistema a estudar, a unidade funcional, os limites do sistema e os dados necessários.

A delimitação da análise (geográfica, temporal, processos analisados, unidade funcional, nível de detalhe da análise, etc.), a escolha das categorias e dos parâmetros ambientais que serão analisados, assim como a definição da estratégia de recolha de informação, também são equacionados nesta fase (Iglesias, 2005).

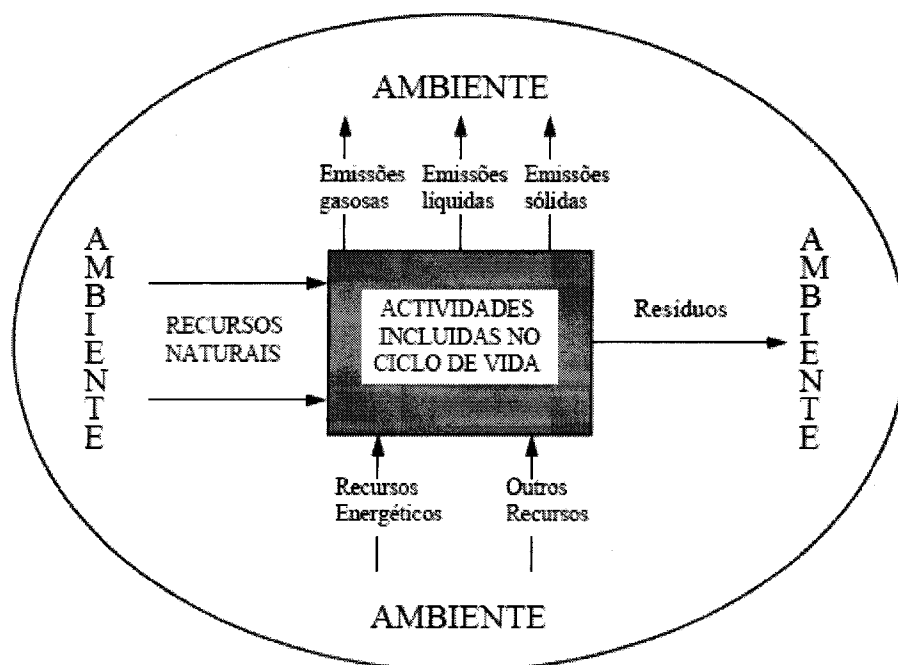
Segundo os padrões ISO a unidade funcional pode ser definida como “o desempenho quantificado de um produto para ser utilizado como uma unidade de referência num estudo de ACV”, isto é, a quantidade mensurável do produto final de um sistema de produção que realiza uma determinada função.

A noção de unidade funcional responde à necessidade de quantificação do desempenho do sistema ao executar a função que lhe está associada, constituindo uma referência, em relação à qual se irão determinar os dados de entrada e de saída. A

definição da unidade funcional é fundamental para permitir a comparação de produtos com funções semelhantes e a realização das outras fases da metodologia.

Uma vez definidos os objectivos da ACV, deve-se estabelecer uma primeira aproximação à definição das fronteiras do sistema, as quais interagem com os processos unitários que o definirão e representam a separação entre o sistema e o ambiente que o envolve.

Figura 4.2 - Interação entre o sistema e o ambiente



Fonte: Ferrão, P. C. (1998).

A interação entre a análise de ciclo de vida e o ambiente (as fronteiras do sistema) é representada na Fig. 4.2.

Idealmente os limites do sistema devem ser estabelecidos em função da separação do sistema tecnológico e do sistema biológico ou natural. Contudo, esta delimitação é muito difícil nos sistemas de produção agro-pecuária, já que o processo produtivo se desenvolve num sistema biológico (Rebitzer et al., 2004).

4.1.4.2.2 - Inventário dos processos envolvidos, com enumeração das entradas e saídas do sistema

Esta fase de inventário consiste na recolha de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas (*inputs*) e saídas (*outputs*) do sistema.

A análise do inventário visa a criação de uma lista quantificada de todos os fluxos que entram e saem do sistema durante a sua vida útil, e que são extraídos ou emitidos para o meio ambiente, através do cálculo das necessidades energéticas e materiais do sistema e da eficiência energética dos seus componentes e das emissões produzidas em cada um dos processos e sistemas (Rebitzer et al., 2004; Iglesias, 2005).

Os dados devem permitir espelhar diferentes realidades entre os sistemas estudados (Audsley et al., 1997). Os estudos de ACV baseados em explorações agrícolas reais ou em condições de experimentação utilizam os elementos recolhidos na própria exploração (Mattsson, et al., 2000; Haas et al, 2001; Brentrup et al., 2001).

Os trabalhos baseados em explorações “tipo”, representativas de um sistema de produção utilizam elementos médios disponíveis, considerados fiáveis (Cederberg e Mattsson, 2000; Dalgaard et al., 2004).

Alguns estudos de ACV são efectuados utilizando dados estatísticos à escala da região ou do país (Audsley et al., 1997; van der Werf et al., 2005).

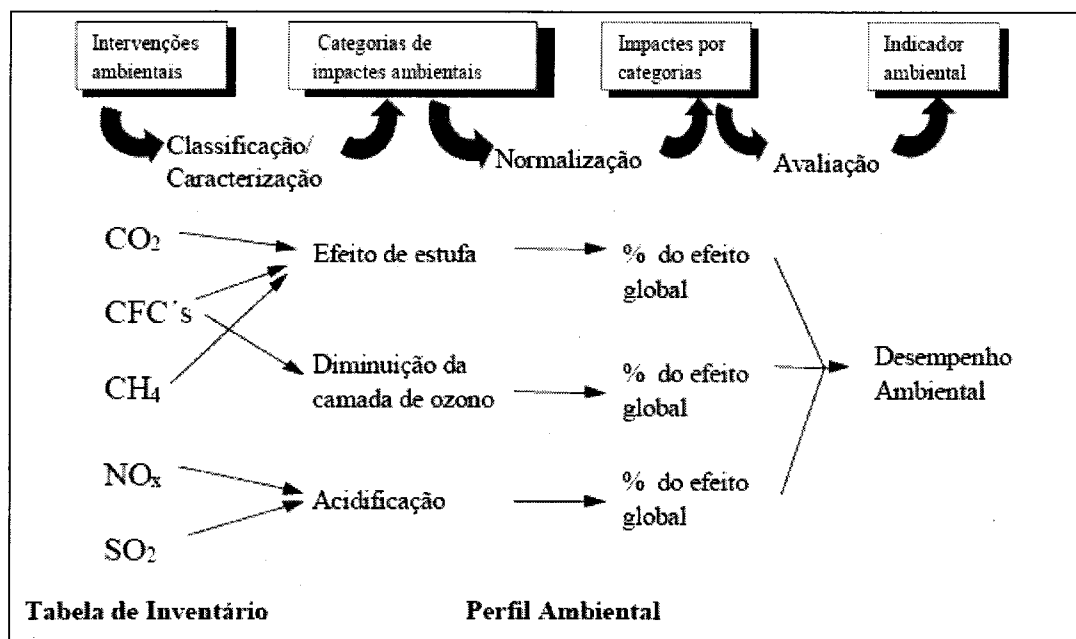
4.1.4.2.3 - Avaliação dos impactes ambientais associados às entradas e saídas do sistema

Da fase de inventário resulta uma grande quantidade de dados cuja análise impõe a sua redução a um conjunto limitado de informação, o que constitui o principal objectivo da fase de avaliação do impacte ambiental. Esta fase de determinação dos impactes ambientais associados às entradas e saídas do sistema, engloba as etapas da classificação, da caracterização e da avaliação.

Na classificação são definidas as categorias de impactes ambientais. Na caracterização os dados do inventário são agregados de forma a quantificar as categorias

de impactes ambientais. O resultado da caracterização expressa as contribuições do sistema de produção na forma de potenciais impactes ambientais. Na etapa de avaliação são ponderadas as diferentes categorias de impactes ambientais e avaliada a sua importância relativa.

Figura 4.3 - Sequência de operações da avaliação de impacte ambiental



Fonte: Ferrão, P. C. (1998).

Posteriormente, ocorre a normalização dos valores obtidos por valores de referência, a definição de factores de ponderação entre as diferentes categorias de impacte ambiental e, por último, o cálculo do indicador ambiental (eco-indicador), conforme se ilustra na Figura 4.3.

4.1.4.2.4 - Interpretação dos resultados das fases de inventário e avaliação, tendo em consideração os objectivos do estudo

É a fase final da análise do ciclo de vida, onde os resultados das fases anteriores são avaliados de acordo com os objectivos definidos, de forma a retirar conclusões e recomendações que auxiliem a tomada de decisão

Nessa fase, outros aspectos podem ser acrescentados à informação ambiental, como os argumentos técnicos ou económicos para a escolha entre as várias possibilidades de melhoria de determinado processo.

Da fase de inventário resulta uma grande quantidade de dados, que na terceira fase, ou seja, a fase de avaliação de impacte ambiental, é agregada e expressa em termos de Eco-Indicadores.

A utilização de Eco-indicadores, como o Eco-indicador 95 e o Eco-indicador 99, é uma extensão do método actual da análise do ciclo de vida, de acordo com o código de práticas do SETAC, dado que completa as últimas fases da análise do ciclo de vida, isto é, a normalização e a ponderação.

4.1.4.2.4.1 - Eco-indicador 95

Para quantificar a fase de avaliação das análises do ciclo de vida efectuadas pode-se utilizar o método do Eco-indicador 95 incluído no programa *SimaPro 6.0*.

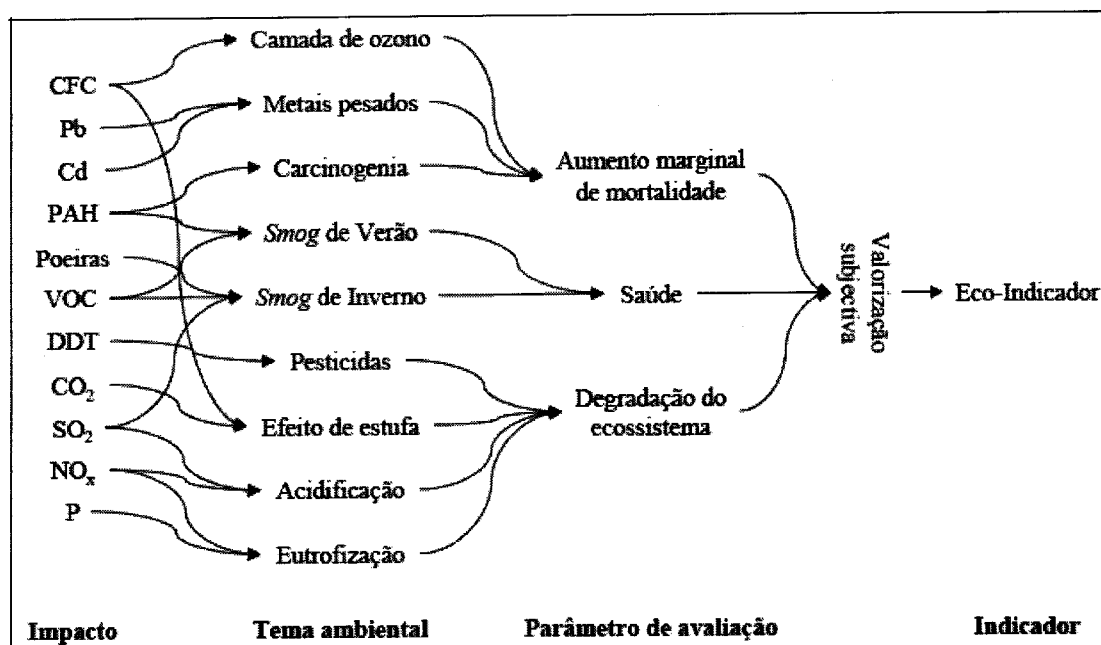
A utilização deste programa implica a contabilização dos diferentes *inputs* (combustível, adubos, etc.) para os diferentes produtos analisados, tendo por base as contas de cultura elaboradas para cada actividade.

Depois de definido o ciclo de vida, o programa calcula automaticamente a soma das diversas intervenções ambientais associadas à unidade funcional, sendo os valores de referência baseados em dados ambientais para a Europa reunidos pelo RIVM (*National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands*).

No Eco-indicador 95 são considerados os seguintes onze temas ambientais: (1) efeito de estufa, (2) diminuição da camada de ozono, (3) acidificação, (4) eutrofização, (5) emissão de metais pesados, (6) carcinogenia, (7) *smog* de Inverno, (8) *smog* de Verão ou *smog* fotoquímico, (9) emissão de pesticidas (associado à eco-toxicidade), (10) esgotamento de matérias-primas e recursos energéticos e (11) deposição de resíduos sólidos.

Para cada caso de estudo são determinados pelo *SimaPro* os contributos de forma absoluta e normalizada para cada categoria ambiental.

Fig. 4.4 – Representação esquemática da estrutura do Eco-indicador 95



Adaptado de Ferrão (1998)

Em virtude da relevância que os gases de efeito de estufa, acidificação e eutrofização adquiriram recentemente no âmbito do Protocolo de Quioto as contribuições absolutas determinadas para estas categorias ambientais assumem grande importância.

Conforme se pode observar na Fig. 4.4 a metodologia do Eco-indicador 95 utiliza uma abordagem “bottom up” que se inicia pelo impacte (emissões), relacionando-as com os temas ambientais que, por sua vez, são agregados em parâmetros de avaliação.

Desta forma, os temas ambientais camada de ozono, metais pesados e carcinogenia são relacionados ao aumento marginal de mortalidade. O *smog* de Verão e o *smog* de Inverno são relacionados com a saúde humana. Os pesticidas, o efeito de estufa, a acidificação e eutrofização relacionam-se com a degradação do ecossistema.

A normalização permite que se possam relacionar os diversos temas ambientais, em termos absolutos, em função da sua magnitude, em termos locais ou mundiais (Brentrup et al., 2001). Os factores de normalização, que são habitualmente usados, correspondem à média do contributo europeu para cada tema ambiental (Ferrão 1998).

A ponderação dos parâmetros de avaliação origina o valor do Eco-indicador expresso em pontos (Pt). Estes pontos são adimensionais e podem ser somados, representando o peso total do sistema em investigação (Brentrup et al., 2001).

Quanto maior for o valor do Eco-indicador 95 de um produto, actividade vegetal ou exploração, maior será o impacte ambiental originado, por esse produto, actividade ou exploração.

4.1.4.2.4.2 - Eco-indicador 99

O Eco-indicador 99 utiliza uma abordagem do tipo “top down” no cálculo do impacte ambiental, uma vez que, parte da definição dos indicadores de impacte finais (danos ambientais), e dos seus factores de ponderação, para posteriormente estabelecer modelos de dano que os relacionem com as intervenções ambientais.

O método considera três tipos de indicadores de dano ambiental a partir dos quais se definem modelos que os relacionam com os resultados de inventário, provenientes da análise do ciclo de vida.

As três categorias de danos ambientais que integram o Eco-indicador 99 são a saúde humana, a qualidade dos ecossistemas e os recursos.

O dano para a saúde humana expressa-se em unidades denominadas DALY's (*Disability Adjusted Life Years*), pretendendo estabelecer a relação causa-efeito entre cinco categorias de efeitos ambientais (alterações climáticas, destruição da camada de ozono, radiação ionizante, respiração de substâncias orgânicas e inorgânicas, e

substâncias cancerígenas) e a redução do número de anos de vida ou número de anos vividos com redução de capacidades físicas.

A qualidade dos ecossistemas relaciona-se com a percentagem de espécies que desaparecem numa determinada área devido à carga ambiental. O seu cálculo baseia-se em três categorias ambientais: a ecotoxicidade, a acidificação/eutrofização, e a ocupação/transformação de solo.

A ecotoxicidade expressa-se em PAFs (*Potentially Affected Fraction*) e é definida pela percentagem de espécies da área considerada que vivem sob *stress* toxicológico. O seu cálculo tem por base os dados toxicológicos para organismos terrestres e aquáticos.

A acidificação/eutrofização expressa-se em $PDF \times m^2 \times ano$ (*Potentially Disappeared Fraction*), que exprime a fracção em risco de desaparecimento, sendo calculado observando os danos nas plantas e calculando a probabilidade de ocorrência da espécie na área observada.

O indicador recursos integra como categorias ambientais o consumo de minerais e consumo de combustíveis fósseis, tendo como unidade a “reserva energética”, expressa em MJ/kg de material extraído.

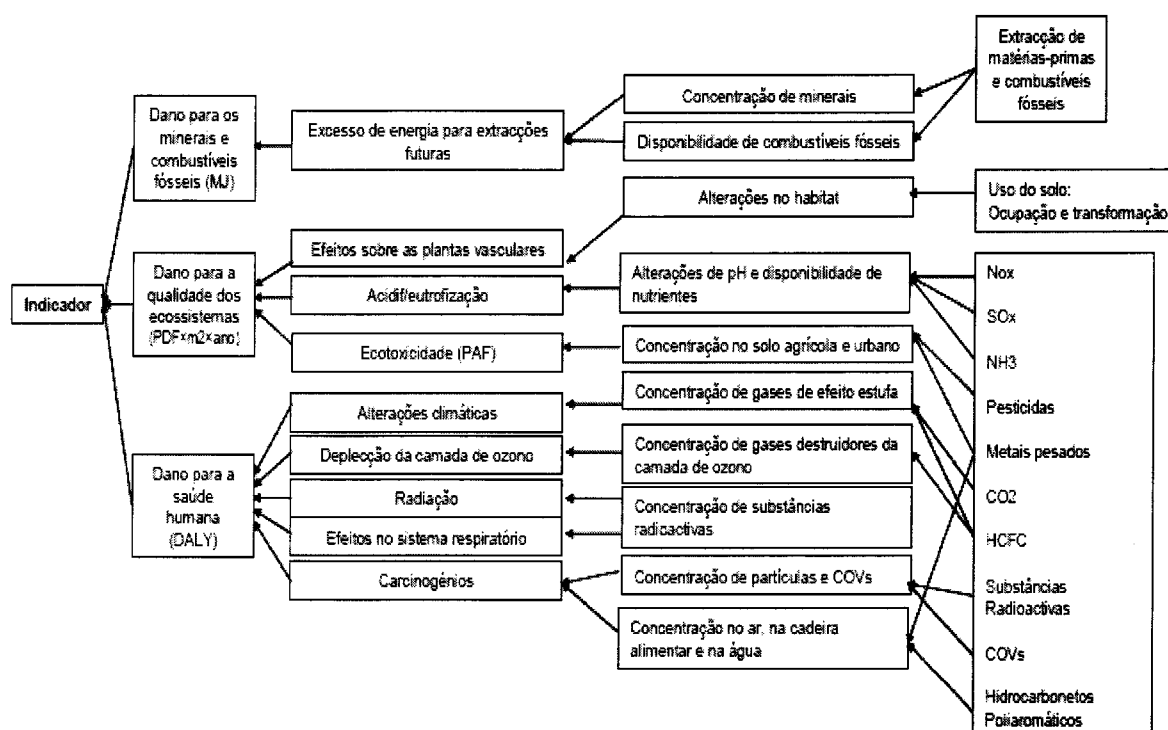
Todas estas categorias ambientais estão relacionadas com as emissões de substâncias para o ar, para a água e para o solo, referenciadas na fase de inventário.

Posteriormente, na fase de classificação/caracterização as emissões são quantificadas através da atribuição de factores de conversão, que ponderam o contributo das diversas intervenções em cada categoria de impacte, com base em estudos onde são consideradas as características associadas à interacção entre a emissão da substância em causa e o meio ambiente.

O programa *SimaPro* procede à normalização e ponderação das categorias ambientais, numa perspectiva hierárquica de forma a expressar o dano ambiental na forma de Eco-indicador 99, expresso em pontos (Pt). Quanto maior for o valor do indicador, maior será o impacte ambiental do produto, actividade ou exploração.

A figura 4.5 procura resumir as relações entre indicadores de dano, categorias ambientais e intervenções ambientais mais relevantes para cada uma delas, associadas ao Eco-indicador 99

Fig 4.5 - Representação esquemática da determinação do Eco-indicador 99



Adaptado de Goedkoop e Spriensma (2001)

4.1.4.3 - Aplicação da análise do ciclo de vida à agricultura

A aplicação da análise de ciclo de vida às actividades agrícolas é relativamente recente, devido ao facto da metodologia clássica utilizada na análise dos processos industriais não ser directamente transponível para os processos de produção de alimentos (Haas et al., 2000).

As particularidades e especificidade inerentes ao processo de produção agrícola (Haas et al., 2001; Bentrup et al., 2004), implicaram a necessidade de diversos

ajustamentos na aplicação da metodologia de ACV a produtos originados pela agricultura (Weidema et al., 1996; Audesly et al., 1997; Mattsson, 2000).

Olsson (2000), salienta que a utilização da ACV na cadeia de alimentos deve considerar algumas particularidades relacionadas com a unidade funcional, as influências das variações geográficas e climáticas, a influência do comportamento dos consumidores e a estrutura da cadeia produtiva, composta por um grande número de unidades produtivas de pequena escala (agricultores).

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

Um dos primeiros trabalhos de aplicação da ACV a culturas foi realizado por Weidema et al. (1996), analisando o impacto ambiental da cultura do trigo em três sistemas produtivos, intensivo, biológico e integrado. Este autor concluiu que a cultura biológica do trigo produzia menores impactos em termos de aquecimento global, ecotoxicidade e toxicidade da água potável, enquanto o sistema intensivo era melhor do ponto de vista dos indicadores fotoquímicos e da redução do ozono.

Kramer et al. (1999), considerando que os estudos de ACV na agricultura tinham incidido, predominantemente, na utilização de energia, e, portanto, da emissão de CO₂, descurando as emissões de outros gases de efeito estufa, tais como CH₄ e N₂O, 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 gases de efeito estufa por unidade física (1 kg) em várias culturas.

Os autores concluíram que, no caso do trigo, por exemplo, as emissões de gases de efeito de estufa 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.

Em 2000, Mattsson et al. utilizaram a ACV no âmbito de um projecto de investigação, na Suécia, visando sugerir um conjunto de indicadores para determinar o uso do solo como uma categoria de impacte e testar a abordagem sugerida em estudos de caso de culturas oleaginosas.

Estes autores concluíram que a ACV acrescentava uma série de informações a várias categorias de potencial impacte ambiental, nomeadamente o aquecimento global. A determinação de forma integrada da emissão de gases de efeito de estufa pelas culturas oferecia mais informações e novas formas de compreensão sobre essas emissões do que uma abordagem exclusiva das práticas agrícolas (Mattsson et al., 2000).

Margini et al. (2002), propuseram uma metodologia de análise do ciclo de vida para avaliar os impactes ambientais da aplicação de pesticidas na agricultura sobre a saúde humana, possibilitando comparar diferentes efeitos de exposição, inalação e ingestão via alimentos ou água.

No sector florestal, destacam-se os estudos efectuados por Higham e Todd (1998), enquanto no âmbito da horticultura foram desenvolvidos estudos no tomate (Antón et al., 2003) e sobre os impactes ambientais das culturas em estufas (Van Woerden, 2001; Milà, 2003).

No Brasil os conceitos e as ferramentas da ACV e da programação linear foram aplicadas ao estudo de um sistema de produção familiar brasileiro, tendo como objectivos verificar os resultados da optimização desse sistema de forma a aumentar a margem bruta, determinar os impactes ambientais do ciclo de vida desse sistema e avaliar as mudanças impostas na optimização, considerando as principais variáveis de impactes ambientais.

O estudo demonstrou que a criação de gado bovino é uma importante fonte de impactes ambientais, em virtude da emissão de gases de efeito estufa. O estudo demonstrou, ainda, a importância da associação entre ACV e a programação linear na análise dos desempenhos social, ambiental e económico de um sistema de produção de agricultura familiar (Xavier e Caldeira-Pires, 2004).

No âmbito da produção animal, um dos primeiros estudos de ACV foi realizado por Cederberg e Mattsson (2000), na Suécia, comparando os impactos ambientais da produção de leite através do sistema de produção convencional e do sistema de produção biológico.

Os autores consideraram como indicadores ambientais a energia, os materiais e o uso da terra na categoria de recursos, o uso de pesticidas como indicador na categoria da saúde humana e o aquecimento global, a acidificação, a eutrofização, a formação de foto-oxidantes e a redução da camada de ozono, na categoria de efeitos ecológicos.

A principal conclusão do estudo salientou que os sistemas agrícolas de menores inputs, como o sistema de produção biológico, apresentavam benefícios ambientais, nomeadamente uma forte redução no uso de pesticidas e fósforo (Cederberg e Mattsson 2000).

Haas et al. (2001) desenvolveram um estudo, na Alemanha, com o objectivo de comparar os impactos ambientais relevantes de explorações mistas (sistemas de produção em três níveis tecnológicos intensivo, sistema orgânico e extensivo), através de indicadores ambientais seleccionados considerando a opinião pública, as políticas agro-ambientais europeias e os indicadores normalmente utilizados em estudos de ACV.

Os autores concluíram que a análise do ciclo de vida era uma metodologia eficaz para a determinação dos impactos ambientais dos sistemas de exploração e das explorações.

Berlin (2002), efectuou um estudo de ACV para determinar as consequências ambientais decorrentes da produção de queijo, englobando a produção, o processamento do ingrediente ou do produto e o seu transporte para a próxima actividade. As principais categorias quantitativas de impacto ambiental seleccionadas foram o uso de recursos, o consumo de energia, o aquecimento global, a acidificação e a eutrofização. Os parâmetros-chave dessas categorias foram o óxido nitroso (N_2O), o metano (CH_4), o amoníaco (NH_3) e suas emissões. De acordo estes indicadores agro-ambientais específicos, foi possível traçar um perfil dos diferentes tipos de sistemas de produção.

Também no âmbito da produção animal se desenvolveram estudos sobre a produção convencional de suínos, na Suécia (Carlsson–Kanyama, 1998), a produção convencional de frangos (Spies et al., 2002), a produção de leite (de Boer, 2003) e a produção de bovinos de carne (Ogino et al., 2004)

Para avaliar os impactes ambientais do sistema de engorda de novilhos no Japão, Ogino et al. (2004) utilizaram a ACV, incidindo sobre a utilização de energia e nas emissões mais importantes. Os autores concluíram que as emissões de CH₄ de origem alimentar eram a principal causa na categoria ambiental de aquecimento global, enquanto o estrume era o principal responsável pelo impacte observado nas categorias de acidificação e eutrofização.

Também em Portugal, a análise do ciclo de vida ao sector agrícola começou a ser utilizada, recentemente. Pereira et al. (2003) procederam à comparação da produção intensiva, extensiva e biológica de carne de ovinos. Castanheira et al. (2004), realizaram um estudo comparativo da viabilidade ambiental de distintos processos produtivos de queijo curado e Castanheira et al. (2005), testaram esta técnica como ferramenta de gestão ambiental na indústria de lacticínios. Teixeira et al., (s/d) aplicaram esta metodologia na avaliação da produção animal (bovinos de carne) e à produção vegetal (cereais e oleaginosas).

4.1.4.4 - Limitações da análise do ciclo de vida

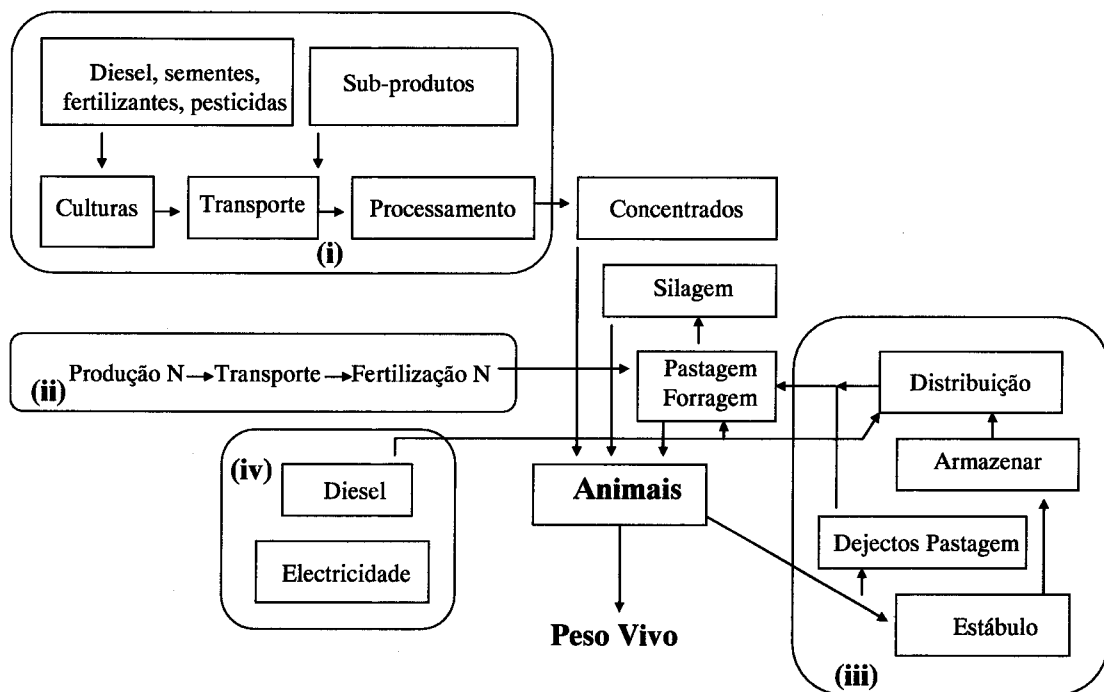
Apesar da sua utilidade conceptual, a utilização da análise do ciclo de vida na avaliação ambiental da agricultura apresenta algumas limitações, nomeadamente algumas dificuldades metodológicas derivadas das diferenças acentuadas entre os sistemas agrícolas e os sistemas industriais.

O estabelecimento das fronteiras do sistema, a definição da unidade funcional, a afectação das cargas ambientais em processos multifuncionais, a inclusão de categorias específicas e a representatividade temporal e espacial dos impactes têm sido

objecto de discussão (Milà, 2003; Brentrup et al., 2004; Iglesias, 2005; Payraudeau et al. 2005).

O estabelecimento dos limites do sistema, que conceptualmente é função da separação do sistema tecnológico e do sistema biológico ou natural, no caso dos sistemas de produção agro-pecuária é dificultado pelas características biológicas do próprio processo produtivo, existindo forte discussão sobre se o solo deve ser ou não considerado como parte do sistema tecnológico (Audsley et al.,1997; Cowell e Clift, 2000; Brentrup et al., 2004).

Na Fig 4.6 apresenta-se esquematicamente a análise do ciclo de vida de um sistema de produção de bovinos de carne, com a identificação dos limites do sistema.



(Adaptado de Casey e Holden, 2005)

Fig. 4.6 - Representação esquemática da análise do ciclo de vida do sistema de produção de bovinos de carne. Onde (i) se refere à produção do alimento concentrado, (ii) refere-se ao fertilizante, (iii) refere-se à gestão de dejectos, e (iv) refere-se à electricidade e diesel usado.

A natureza multifuncional dos sistemas agrícolas, desde a produção de alimentos, até à conservação da flora, da fauna e da paisagem, assim como as diferentes formas para caracterizar os produtos agrícolas (massa, energia, concentração nutritiva, etc.) podem originar dificuldades na definição da unidade funcional.

A escolha da unidade funcional pode introduzir alguma variabilidade nos resultados obtidos (Audsley et al., 1997; Haas et al., 2001).

Vários autores exprimem os resultados por Kg de produto, outros reportam-se ao hectare de superfície utilizada e outros à área da exploração (Haas et al., 2001). A escolha da unidade funcional em função da categoria de impacte também foi proposta (Haas et al., 2001; de Boer, 2003).

Um dos principais problemas metodológicos da análise do ciclo de vida aplicado à produção agro-pecuária é a afectação dos impactes ambientais a vários produtos originados pelo mesmo processo produtivo, como por exemplo a produção de grão e de palha nos cereais ou a produção de leite e de carne nos sistemas de produção de bovinos leiteiros. Para resolver este problema várias soluções têm sido apontadas, nomeadamente, a afectação económica e o alargamento dos limites do sistema (Audsley et al., 1997; Weidema et al., 2000; Brentrup et al., 2004).

A necessidade de desenvolver novas categorias ambientais para avaliar os impactes das actividades agrícolas sobre a qualidade do solo, a biodiversidade e a qualidade da paisagem tem sido apontada por vários autores (Audsley et al., 1997; Antòn, 2003; Brentrup et al., 2004).

Alguns reparos têm sido feitos à capacidade da análise do ciclo de vida de integrar a variabilidade temporal e espacial das emissões e as características do meio receptor (Audsley et al., 1997; Brentrup et al., 2001; de Boer, 2003). Estas limitações estão mais associadas ao volume de informação a recolher e ao avanço dos conhecimentos sobre a cadeia de causa e efeito entre as emissões e os seus efeitos no meio receptor, que a uma debilidade intrínseca da metodologia (Payraudeau et al., 2005).

4.1.4.5 - Potencialidades da análise do ciclo de vida na avaliação ambiental da agricultura

Embora só recentemente se tenham desenvolvido estudos de ACV centrados no processo de produção agrícola, nomeadamente nos sistemas produtivos, a necessidade de se conhecer melhor as consequências ambientais decorrentes da produção de alimentos, visando a adopção de procedimentos que promovam a sustentabilidade dos sistemas abre boas perspectivas à utilização da ACV, como ferramenta de análise de avaliação dos impactes ambientais decorrentes da produção de alimentos (Berlin, 2002).

Olsson (2000) refere a importância da avaliação do impacte ambiental na tomada de decisão dos sistemas de produção a implementar, salientando que, nesse contexto, a ACV poderá ser importante, uma vez que considera quantitativamente as extracções de recursos naturais (matérias-primas) e as emissões para o ambiente.

Para Azapagic e Clift (1999), a identificação e a avaliação de oportunidades de melhoria do desempenho ambiental de um produto ou actividade também se inserem no âmbito da ACV, enquanto De Boer (2003), a considera uma boa metodologia para determinar, de maneira integrada diversos aspectos ambientais, desde a utilização de energia até ao potencial de aquecimento global.

Van der Werf e Petit (2002) salientaram as características fundamentais desta abordagem e as vantagens da sua aplicação à avaliação ambiental da agricultura, como o conceito holístico em que se baseia, o elevado número de objectivos ambientais que são avaliados, o tipo de indicadores que utiliza e a grande diversidade de impactes locais, regionais e globais que contempla.

O conceito central associado à metodologia do ciclo de vida reside na agregação num reduzido número de indicadores, do conjunto dos recursos utilizados e das emissões poluentes. Payraudeau et al. (2005) salientam que um dos interesses da utilização do método à escala da exploração agrícola reside na possibilidade de associar os impactes a cada actividade ou parte do sistema produtivo e, assim, identificar os pontos mais críticos em termos ambientais.

O conceito do ciclo de vida é actualmente salientado no quadro da Política Integrada de Produtos, pela União Europeia, que estabelece que todos os produtos e serviços têm um impacte ambiental, seja durante a sua produção, utilização ou eliminação. A Política Integrada de Produtos visa diminuir os impactes ambientais considerando todas as fases do ciclo de vida de forma a agir sobre a mais importante.

No Livro Verde sobre a política integrada relativa aos produtos é referido que os inventários e as análises do ciclo de vida constituem bons instrumentos para desenvolver a concepção ecológica dos produtos, pelo que é necessário produzir e publicar informações sobre o impacte ambiental dos produtos ao longo de todo o seu ciclo de vida.

Devido às suas características a análise do ciclo de vida pode ser considerada como um instrumento de auxílio a curto prazo para a gestão ambiental e, a longo prazo, para o desenvolvimento sustentável. Ao comparar diferentes processos produtivos possibilita a sua hierarquização em termos ambientais, sendo um instrumento fundamental no apoio ao processo de decisão (EEA, 2003).

4.2 - METODOLOGIAS DE AVALIAÇÃO ECONÓMICA

Dentro das várias metodologias possíveis de adoptar na avaliação económica de actividades agrícolas e dos sistemas de produção destacam-se o método dos orçamentos e a aplicação de diversos tipos de modelos. Nesta parte do capítulo, aborda-se inicialmente, o método dos orçamentos utilizado nas contas de actividades vegetais e animais visando a análise da viabilidade económica das actividades. Posteriormente aborda-se a aplicação de modelos de programação matemática ao sector agrícola e na análise dos efeitos das políticas agrícolas.

4.2.1 – Avaliação económica de actividades agrícolas

O sistema de exploração da terra, de acordo com Azevedo e Cary (1972), pode ser definido pelo conjunto de culturas e práticas ou operações culturais, características

das explorações agrícolas, que assume uma forma mais ou menos homogénea no espaço e no tempo.

Nos sistemas de exploração da terra podem ser identificados sistemas de culturas e sistemas de produção, que traduzem ópticas de análise técnico-agronómica ou ópticas de análise económica, sobre as formas de aproveitamento do solo, estabilizados no espaço e no tempo e que conferem à paisagem agrícola a sua configuração (Cary, 1992).

Também se pode considerar que o sistema produtivo agrícola engloba o sistema de culturas, abrangendo a combinação de actividades de produção agrícola adoptada pelo agricultor, o sistema de produção, resultante da relação entre factores de produção e actividades de produção e o sistema de exploração, essencialmente ligado ao modo de funcionamento das unidades de produção agrícola (Badouin, 1987).

O sistema pecuário é um subsector do sistema de exploração, comportando o conjunto do efectivo, o conjunto dos recursos forrageiros, as instalações, os equipamentos e a mão-de-obra disponíveis para assegurar o funcionamento da pecuária e os recursos financeiros.

Chombart de Lauwe et al. (1963) identificam a exploração agrícola como o centro de decisão e de concretização do sistema produtivo. Para Barros e Estácio (1972) a exploração agrícola é o conjunto de capitais (funditários e de exploração) que, reunidos em proporção conveniente e uma vez associados ao trabalho e submetidos à acção coordenadora e dinamizada do empresário vão dar origem à empresa agrícola.

Neste trabalho as designações de exploração agrícola e de empresa agrícola são utilizadas como sinónimos.

Estácio (1975) refere que toda a empresa agrícola dispõe de certos factores de produção em quantidades limitadas e está, além disso, sujeita a restrições de ordem institucional ou de natureza subjectiva, o que condiciona a escolha do plano óptimo tecnicamente possível que nela poderia ser seguido. O problema do empresário agrícola é, em termos gerais, afectar os recursos escassos da sua empresa (terra, trabalho, capital) entre usos alternativos (sistemas de produção vegetal, animal, florestal) de forma a atingir os seus objectivos. A maximização do rendimento é, de forma geral, o principal

objectivo do agricultor. No entanto, outros objectivos podem ser considerados, como por exemplo, a diminuição do risco e das despesas com investimento em capital circulante ou a preservação dos recursos naturais.

Na maioria das explorações agrícolas desenvolve-se um conjunto de actividades que são simultaneamente complementares e competitivas entre si. Complementares porque, na maioria dos casos, qualquer uma delas isoladamente não consegue assegurar a solução óptima quanto ao resultado final da exploração e ao aproveitamento mais eficiente dos recursos disponíveis, tornando-se necessário associar e combinar um certo número de actividades.

As actividades competem entre si, porque todas elas são consumidoras de recursos e factores de produção pelo que é conveniente dar preferência àquelas que, por unidade de cada factor aplicado originam melhores resultados económicos.

O tipo e número de actividades desenvolvidas na empresa agrícola, assim como a dimensão da produção são limitados pelos recursos da empresa (terra, trabalho e capital) e por limitações institucionais e factores pessoais.

Um dos recursos que condiciona as actividades desenvolvidas na empresa agrícola é a terra. A terra é um recurso complexo caracterizada por diversos atributos, nomeadamente, a topografia, o tipo de solo, a textura, a fertilidade, a profundidade, etc. Este conjunto de atributos conjuntamente com as características climáticas do local onde se insere a exploração é determinante nas actividades que podem ser praticadas e influenciam também os *inputs* que são necessários e os *outputs* ou produções que se podem esperar.

Também o capital de exploração pode condicionar as actividades a desenvolver. O capital traduz o conjunto de bens materiais, duradouros ou efémeros, aplicados no sistema de produção e dos montantes pagos como remuneração dos serviços utilizados para funcionamento da exploração. O capital da exploração agrícola engloba o capital fundiário e o capital de exploração, referindo-se o primeiro à terra e aos bens que nela se encontram, e o segundo a todos os bens utilizados no sistema de

produção e ao montante dispendido no pagamento de serviços. No capital de exploração é possível a distinção entre capital de exploração fixo e circulante, referindo-se o primeiro aos bens que não são consumíveis apenas num ciclo produtivo, e o segundo ao que é consumido num ciclo de produção.

O capital fundiário e o capital de exploração fixo constituem factores de produção fixos, designando-se o seu conjunto por aparelho de produção, enquanto os elementos que integram o capital de exploração circulante são factores de produção variáveis.

Relativamente ao trabalho, para além de se considerar o trabalho assalariado permanente ou eventual também o empresário faz parte da mão-de-obra permanente da exploração.

Para além das limitações decorrentes da disponibilidade em terra, mão-de-obra e capital, também as limitações relacionadas com as opções pessoais e as referentes a objectivos institucionais ou a políticas agrícolas podem condicionar o plano de produção da empresa agrícola. O conhecimento da viabilidade económica das actividades desenvolvidas é de extrema importância. De facto, face à perda de viabilidade de algumas actividades o empresário vai procedendo a ajustamentos estruturais ou alterações tecnológicas de forma a reconverter os planos de exploração tornando-os mais ajustados às condições de curto e médio prazo

4.2.1.1 – Conta de actividade

A teoria económica criou métodos para avaliar economicamente as actividades vegetais e animais incluídas nos planos de exploração. A técnica dos orçamentos é um instrumento importante na avaliação económica e no processo de decisão de actividades agrícolas.

A conta de actividade ou orçamento de actividade é uma listagem de todos os proveitos e custos associados a uma ou um conjunto de actividades, com o objectivo de fornecer uma estimativa da sua rendibilidade. Os orçamentos devem incluir não só os

valores dos custos e dos proveitos reais ou contabilísticos, mas também todos os custos e proveitos previstos para a actividade ou para a empresa.

A conta de actividade deve ser desenvolvida numa unidade que permita a comparação entre actividades. Nesse sentido para as actividades vegetais é normalmente utilizado o hectare.

As contas de actividades animais seguem o mesmo formato das actividades vegetais, embora se tenha de ter em consideração as suas especificidades, nomeadamente a valorização dos alimentos produzidos na exploração e fornecidos aos animais. Normalmente os orçamentos da actividade animal são determinados para o efectivo total, por exemplo, para o efectivo reprodutor ou para o efectivo em crescimento/acabamento. Contudo, se se pretender comparar diferentes actividades animais os respectivos orçamentos devem ser aferidos à unidade animal ou cabeça normal.

De acordo com os resultados que se pretendem apurar e o critério utilizado na classificação dos encargos, a forma de organização da conta ou orçamento de actividade é diferente.

Seguidamente descreve-se, embora de forma sucinta, os objectivos e a estrutura do Formato Geral, do Formato proposto por Barros e Estácio e do Formato utilizado pela Rede Interna de Contabilidade Agrícola (RICA), tendo por base as descrições efectuadas por Barros e Estácio (1972) e Marques et al., (2006).

4.2.1.1.1 – Formato Geral

O Formato Geral faz a diferenciação entre custos associados a factores que variam ou não com a quantidade produzida, respectivamente custos variáveis e fixos.

Neste formato depois de se fazer a listagem dos proveitos, discriminam-se os custos com os factores variáveis (custos variáveis) e com os factores fixos (custos fixos) da actividade ou da empresa.

Os proveitos incluem os produtos comercializados, os prémios e subsídios e os produtos auto-utilizados.

Os encargos variáveis referem-se aos gastos associados aos factores de produção de cada actividade, nomeadamente, sementes, fertilizantes, fitofármacos, combustíveis e lubrificantes, reparações, mão-de-obra eventual, aluguer de tracção, água e energia, assistência veterinária, alimentos comprados, gastos gerais, outros encargos variáveis e juros do capital circulante.

Os custos fixos estão associados à manutenção do aparelho de produção da empresa agrícola e incluem os custos reais decorrentes das despesas efectuadas e os custos atribuídos associados ao custo de oportunidade dos capitais investidos.

Os custos fixos reais dizem respeito aos custos com amortizações e conservações do capital de exploração fixo e do capital fundiário, encargos sociais e seguros associados à mão-de-obra permanente assalariada, renda da terra, compra de animais reprodutores de substituição, seguros, contribuições e impostos de bens fundiários e de exploração fixos e juros do capital alheio.

Os custos fixos atribuídos reflectem o rendimento anual que o empresário deixou de auferir na melhor aplicação alternativa dos capitais investidos no aparelho de produção. Incluem-se nesta rubrica o juro do capital fundiário, o juro do capital de exploração fixo, a remuneração do trabalho directivo e a reserva para riscos.

A repartição dos custos fixos pelas actividades depende da sua natureza, isto é, se se trata de um custo específico de uma única actividade ou se, pelo contrário, se trata de um custo comum a várias actividades da empresa. No primeiro caso o custo fixo é na totalidade afecto à actividade a que está associado, enquanto no segundo caso o custo deve ser distribuído na proporção em que cada actividade o utiliza.

Nesta tipologia os resultados obtidos são a Margem Bruta e a Margem Líquida. A Margem Bruta e a Margem Líquida, obtêm-se, respectivamente, pela diferença entre os proveitos e os custos variáveis, e os proveitos e os custos totais (custos variáveis + custos fixos).

Neste formato também é possível obter como resultado final a Rentabilidade Global do Factores, dividindo o total de proveitos pelos custos totais da actividade. Este

indicador é um índice abstracto que representa o número de unidades de proveitos por cada unidade do custo total, ou seja, o peso dos proveitos no custo total.

A obtenção de um valor de Rentabilidade Global de Factores inferior à unidade significa que os proveitos da actividade não são suficientes para fazer face aos custos de produção, ou seja, o resultado final da actividade é negativo ou de perda. Um valor superior à unidade significa que o resultado final da actividade é positivo ou de ganho, e um valor igual à unidade significa que não há perda nem ganho.

4.2.1.1.2 – Formato Barros e Estácio

O Formato Barros e Estácio baseia-se na divisão dos encargos em despesas efectivas, juros do capital de exploração fixo e circulante, juro do capital fundiário e renda da terra ou da exploração e reserva para riscos não seguráveis.

Os indicadores apurados são o Rendimento Bruto, as Despesas Efectivas, o Custo de Produção Efectivo, o Rendimento Líquido, o Rendimento Fundiário, o Custo de Produção Completo e o Resultado Final. Este Formato de orçamento, tal como o anterior, pode ser utilizado na globalidade da empresa ou ao nível de cada uma das actividades.

O Rendimento Bruto é composto pelo valor das vendas, pelos valores atribuídos do auto-consumo, pagamentos em géneros, ofertas e donativos e variação de existências dos produtos principais e secundários e pelo valor dos prémios e subsídios. É, portanto, equivalente aos proveitos do Formato Geral.

As Despesas Efectivas constituem a expressão económica da tecnologia utilizada e incluem os custos variáveis reais, as amortizações, as conservações, os encargos com a mão-de-obra assalariada permanente e eventual, os seguros, a compra de animais de substituição, as contribuições e impostos de bens fundiários e de exploração fixos e circulantes, e a remuneração do trabalho directivo.

O Custo de Produção Efectivo corresponde ao valor total das despesas efectivas somado à renda da exploração, se existir.

O Rendimento Líquido resulta da diferença entre o Rendimento Bruto e o Custo de Produção Efectivo e representa a retribuição da actividade económica para todos os capitais aplicados na empresa e para os riscos assumidos pelo empresário.

O Rendimento Fundiário é determinado subtraindo ao Rendimento Líquido os juros do capital de exploração fixo e circulante e adicionando a renda da exploração quando existir. Este indicador representa a retribuição da actividade da empresa para o capital fundiário.

O Custo de Produção Completo traduz os custos totais de produção, reais e atribuídos, e resulta da adição do Custo Efectivo de Produção aos juros do capital e à reserva para riscos.

O Resultado Final é apurado pela diferença entre o Rendimento Bruto e o Custo de Produção Completo, ou deduzindo ao Rendimento Fundiário os valores da renda paga, do juro do capital fundiário e da reserva para riscos não seguráveis. Também pode ser calculado retirando ao valor do Rendimento Líquido os juros do capital e a reserva para riscos não seguráveis.

O Resultado Final representa o benefício líquido obtido pelo empresário depois de terem sido remunerados todos os factores utilizados na actividade da empresa.

4.2.1.1.3 – Formato RICA

A Rede Interna de Contabilidade Agrícola (RICA) na elaboração do orçamento de actividade faz a diferenciação entre os factores que variam ou não com a quantidade produzida ou durante o ciclo de produção da actividade, distinguindo entre encargos variáveis e encargos fixos específicos da actividade.

Na tipologia RICA, as rubricas de uma conta de actividade incluem a listagem do Produto Bruto, dos Encargos Variáveis, dos Encargos Fixos Específicos, e dos Ajustamentos à Margem Directa.

O Produto Bruto engloba vendas, auto-consumo, pagamentos em natureza, auto-utilização e outros destinos.

Os Encargos Variáveis incluem sementes, fertilizantes, fitofármacos, mão-de-obra eventual, máquinas alugadas, água e outros encargos variáveis nas actividades vegetais. Nas actividades pecuárias inclui-se a compra de animais, alimentos comprados, alimentos auto utilizados, mão-de-obra eventual, assistência veterinária e outros encargos.

Os Encargos Fixos Específicos englobam os fundiários, depreciação do equipamento, manutenção e reparação, compra de animais de substituição e outros.

Os seguros, juros pagos, outros e os prémios e subsídios são incluídos nos Ajustamentos à Margem Directa.

Nesta tipologia os resultados obtidos são a Margem Bruta, a Margem Directa e a Margem Directa Ajustada.

A Margem Bruta obtém-se subtraindo ao total do produto bruto o total dos encargos variáveis. A Margem Directa obtém-se subtraindo à Margem Bruta o total dos Encargos Fixos Específicos. A Margem Directa Ajustada obtém-se a partir da Margem Directa adicionando a esta as receitas decorrentes dos prémios e subsídios e outros e subtraindo os seguros, os juros pagos e eventualmente outros encargos.

Nesta metodologia apenas são contabilizados os encargos reais. Os encargos atribuídos representando os custos de oportunidade dos factores utilizados na produção não são incluídos no cálculo dos resultados obtidos.

4.2.2 – Modelos para análise de políticas agrícolas

A modelação da empresa agrícola, representando um conjunto de interacções ao nível dos produtos produzidos e dos recursos utilizados, permite analisar a resposta ao problema de decisão do empresário agrícola, admitindo que essa decisão é racional e condicionada pelos recursos de que dispõe e que são escassos. Os modelos permitem,

por um lado, a ligação entre teoria económica e os dados recolhidos ao nível das explorações agrícolas e, por outro lado, considerações práticas do problema em estudo ou sobre as orientações políticas.

Cordonnier et al (1977) referem que o modelo é uma representação simplificada da realidade e uma aproximação imperfeita da verdade. Concordando com esta afirmação Cary (1992), salienta que através do modelo torna-se possível conhecer as variáveis, as acções e interacções, preparar novas combinações ou intervenções (decisões) e avaliar os respectivos resultados.

Apesar de serem abstracções imperfeitas da realidade, devido à sua estrutura lógica os modelos podem fornecer ao analista ou decisor uma representação económica do sector e, assim, servirem de “laboratório” para testar propostas políticas (Hazell e Norton, 1986).

A principal utilização de modelos no sector agrícola tem incidido na previsão das alterações produtivas, isto é, que produtos agrícolas deixarão de ser produzidos e quais passarão a ser produzidos em consequência da alteração dos instrumentos da política agrícola como os preços, as ajudas ou os desincentivos. Mais recentemente, as mudanças estruturais, a multifuncionalidade da agricultura e os impactes ambientais também têm sido objecto de estudo utilizando a modelação (Arfini et al., 2003).

A modelação ao nível da exploração pode ser utilizada para comparar os efeitos a curto prazo de políticas agrícolas ou a mudança dos preços dos factores de produção no rendimento dos agricultores, em diferentes explorações e em diversas regiões.

Salvatici et al. (2000), salientam a importância do desenvolvimento de modelos para analisar os efeitos de mudanças de política agrícola ou para avaliar alternativas de política antes de ser tomada e colocada em prática uma determinada decisão política.

Há uma grande variedade de conceitos e aproximações que são usados para construir os modelos de análise de política agrícola e para a sua classificação (Tongeren et al., 2001). Os critérios mais utilizados para classificar modelos incluem a técnica de modelação (econométrica, simulação ou programação), os atributos estruturais (estático, estático comparativo, dinâmico), o objectivo (único ou multi-objectivo), tratamento do

equilíbrio (parcial, geral), orientação (agrícola, agrária) e agregação dos resultados (regional, nacional, multinacional).

Dos elementos referidos a técnica de modelação e o tratamento do equilíbrio são considerados os mais importantes no desenvolvimento e construção do modelo. Salvatici et al. (2000) são desta opinião agrupando os modelos matemáticos utilizados na análise de política agrícola em modelos de equilíbrio parcial e geral, modelos econométricos e modelos de programação.

Uma vez que os modelos de equilíbrio são aplicados, sobretudo, a nível macroeconómico não tendo grande aplicação directa ao nível da exploração agrícola, não serão motivo de análise.

4.2.2.1 - Modelos econométricos

Os modelos econométricos são uma combinação de teoria económica e métodos estatísticos que visam expressar as relações económicas em formulários de equações algébricas para a avaliação de dados empíricos (normalmente series temporais) para teste de hipóteses formuladas. Em economia agrícola os modelos econométricos são frequentemente usados para medir o impacto de um instrumento específico de política agrícola nas decisões dos agricultores e centram-se muitas vezes em produtos específicos.

Na sua forma mais simples, um modelo econométrico pode ser constituído por uma equação linear com uma variável dependente e uma variável independente (variável explicativa), derivada através do uso da análise de regressão. A inclusão no modelo de um maior número de variáveis independentes, se por um lado aumenta o nível de sofisticação e de complexidade do modelo, por outro lado tende a torná-lo mais preciso, dado que aumenta a proporção da variação explicada na variável dependente (Howitt, 2006).

A base teórica da abordagem econométrica é, geralmente, igual à abordagem por optimização. A suposição de máximo lucro ou máxima utilidade é inserida indirectamente nos modelos econométricos.

Como principais vantagens destes modelos podem-se referir o uso de métodos estatísticos para a estimação de parâmetros, a utilização de procedimentos de calibração e validação, a flexibilidade e possibilidade de testar várias hipóteses e a resposta contínua para mudar condições exógenas (Howitt, 2006). Este autor enumera como principais limitações os problemas na representação de tecnologia agrícola e a consideração de fluxos internos, o reduzido uso da informação *à priori*, e os problemas de estimação, especialmente ao calcular os parâmetros de sistemas de muitas equações simultâneas.

Os modelos econométricos podem ser aplicados na análise da política agrícola, nomeadamente para testar hipóteses ou fazer previsões. Contudo, são menos úteis para estabelecer relações no estudo de alterações de política ou de tecnologia, ou seja, para analisar os impactos de política ou tecnologia necessários para avaliação da alteração verificada.

Embora os métodos econométricos sejam adequados a estudos ao nível do sector agrícola ou ao nível micro-económico da empresa agrícola a elevada exigência de informação e disponibilidade de dados empíricos, nomeadamente series temporais, que, geralmente, não estão disponíveis numa base desagregada limita a sua utilização (Howitt, 2006).

Os modelos econométricos funcionam, frequentemente, em associação com outros modelos de simulação, servindo de fonte de informação ou de dados (parâmetros, estimativa de elasticidade, etc.) para estes modelos.

4.2.2.2 - Modelos de programação matemática

Os modelos de programação matemática, englobados na classe geral de modelos de optimização, são formulados mediante relações matemáticas que simulam o comportamento otimizador dos agentes económicos e, uma vez validados, permitem analisar as variações de certos parâmetros relevantes para a análise das políticas económicas.

Os modelos de programação matemática podem ser classificados em três tipos: lineares, não-lineares e inteiros. Os modelos lineares pressupõem relações lineares entre as variáveis do problema. A presença de qualquer relação não-linear na função objetivo ou nas restrições caracteriza um modelo não-linear. A programação inteira é utilizada para problemas que exigem variáveis inteiras ou alguma relação lógica entre as variáveis, como é o caso de modelos que utilizam variáveis binárias (do tipo 0-1).

De entre os modelos de Programação Matemática destacam-se os modelos de Programação Linear. Goldberg e Pacca (2000) consideram que a programação linear apresenta algumas particularidades como sejam a proporcionalidade, a não negatividade, a aditividade e a separabilidade.

A proporcionalidade é ilustrada pelo facto dos volumes de recursos dispendidos para realizar as actividades serem proporcionais aos volumes de actividades atribuídos na solução final, isto é, quanto maior o nível da actividade realizada, mais recursos ela vai consumir. A não negatividade implica que deve ser sempre possível desenvolver uma actividade e que os valores de utilização de recursos devem ser maiores ou iguais a zero.

A aditividade traduz-se no facto de cada elemento que faz parte de uma actividade ser somado aos outros elementos formando o custo total. A separabilidade implica que cada elemento que compõe o custo pode ser identificado separadamente em cada actividade.

O modelo clássico de programação linear, construído pelo correspondente conjunto de restrições e pela respectiva função-objectivo, assentando em certas hipóteses de base e permitindo obter soluções normativas ou estáticas, de tipo resultado óptimo tem sido largamente utilizado, e nas mais variadas circunstâncias, no planeamento da empresa agrícola (Estácio, 1975).

A forma cartesiana de um modelo de programação linear é a seguinte:

$$\text{Max}Z = \sum_j c_j x_j$$

Sujeito :

$$\sum_j a_{ij} x_j \leq b_i$$

$$x_j \geq 0;$$

$$i = 1, 2, \dots, m; j = 1, 2, \dots, n$$

Onde Z é a função objectivo a maximizar, c_j são os coeficientes da função objectivo, x_j são as variáveis do modelo, a_{ij} são coeficientes técnicos e b_i representa os termos independentes ou constantes de restrição.

De uma forma geral, os modelos de programação matemática aplicados ao nível da exploração consistem em determinar os níveis das variáveis de decisão dessa exploração agrícola, que maximiza uma variável económica sob restrições técnicas. A variável económica maximizada é geralmente o rendimento ou a margem bruta da exploração e as restrições técnicas definem implicitamente um sistema de produção. Estes modelos permitem representar o funcionamento técnico e económico das explorações agrícolas e simulam os impactes das mudanças externas, como por exemplo uma mudança de política, sobre as variáveis de decisão (Gohin et al., 1999).

O conjunto de restrições permite incorporar as relações físicas dos processos produtivos, como o uso dos factores de produção e as tecnologias produtivas, assim como modelar a estrutura dos recursos disponíveis na empresa agrícola ou numa região, as medidas de política agrícola ou os investimentos.

A principal vantagem da programação matemática reside no facto de possibilitar a consideração de novos processos de produção e escolha de alternativas produtivas ou de afectação de recursos, permitindo encontrar o melhor conjunto de combinações eficientes, dos produtos ou de melhor afectação de recursos. O interesse da sua utilização para modelar restrições institucionais e tecnológicas de produção e de comercialização com grande detalhe é realçado por Boussard (1971).

A grande flexibilidade com que estes modelos representam situações diversas e a facilidade de interpretação dos resultados faz com que esta metodologia continue a apresentar grandes possibilidades de utilização. Howitt (2006), refere que apesar de algumas limitações, os modelos de programação matemática continuam a ser um instrumento de grande utilidade no estudo dos efeitos das políticas agrícolas e das alterações tecnológicas.

Arfini et al. (2003) referem que a utilização da programação linear e dos modelos nela baseados se deve, por um lado, à sua relativa facilidade, comparativamente a outras técnicas matemáticas, e, por outro lado, ao facto de ser possível formular problemas mais complexos através do uso de equações associando as necessidades em factores às suas disponibilidades. Estes autores salientam que os modelos podem ser utilizados ao nível da exploração ou ao nível do sector, mantendo-se a estrutura do modelo, mas mudando a sua dimensão e o número de actividades consideradas e o número de equações necessárias para descrever a relação entre cada actividade e os factores de produção.

A descrição detalhada e a representação da tecnologia agrícola, a diferenciação dos sectores de produção e a consideração explícita de várias interacções, a utilização de informação *à priori* para especificação do modelo, a avaliação económica dos factores fixos e o fluxo interno dos bens e a incorporação explícita de muitos instrumentos de política, como os limites físicos de produção, os subsídios e as políticas de preços, são as vantagens referidas por Bauer e Kasnakoglu (1990) para a utilização de modelos de programação matemática no sector agrícola.

A possibilidade de modelar a ligação directa entre elementos económicos, biológicos e ecológicos e abranger a natureza multidisciplinar e altamente integrada da agricultura é referida por Buysse et al. (2007) salientando o interesse da utilização de modelos de programação matemática na avaliação da sustentabilidade da agricultura.

Os modelos de programação matemática usados na análise do impacte da política agrícola podem ser agrupados em duas categorias: os modelos de programação

matemática normativos e os modelos de programação matemática positivos (Flichman e Jacquet, 2003; Buysse et al., 2007).

Os modelos de programação linear do tipo normativo têm como principal objectivo indicar a combinação produtiva óptima que o agricultor deve adoptar, enquanto os do tipo positivo têm como principal objectivo reproduzir o mais fielmente a situação observada e simular o comportamento do agricultor perante variações nos parâmetros determinados pela intervenção da política agrícola.

Os modelos normativos podem ser muito úteis na análise de sensibilidade, pelo que são normalmente utilizados em estudos exploratórios na procura de novas oportunidades e inovações num contexto de limitação de recursos. Já os modelos de programação matemática positivos são recomendados para a descrição e predição do comportamento e reacções resultantes das modificações dos instrumentos de política em situação e em comportamentos realmente observados.

4.2.2.3 - Aplicação de modelos de programação matemática na análise de política agrícola

As vantagens enunciadas anteriormente da utilização de modelos de programação matemática justificam a sua utilização crescente em trabalhos científicos na análise dos problemas aplicados à economia e gestão agrícola, nomeadamente na análise dos efeitos das políticas e das alterações tecnológicas (Hazell e Norton, 1986).

Salvatici et al. (2000) efectuaram uma revisão sobre as diferentes abordagens de modelação utilizadas na análise da PAC com o objectivo de avaliar o grau de realismo com que os diferentes tipos de modelos representavam as alterações da PAC em termos dos objectivos e dos instrumentos utilizados.

Um estudo de simulação do impacto das reformas da PAC nos projectos de desenvolvimento rural, em 12 países da União europeia, foi desenvolvido por Barkaoui et al. (2000), aplicando metodologia de programação matemática positiva.

Röhm e Dabbert (2003) utilizaram modelos de programação matemática a nível regional para avaliar os efeitos da adopção de programas agro-ambientais na Áustria.

Schmid e Sinabell (2006) analisam as implicações da reforma da PAC de 2003, nomeadamente a sua vertente de desenvolvimento rural sobre a agricultura biológica.

Zander e Kächele (1999), Ten Berge et al. (2000) e Pacini et al. (2003) utilizaram modelos de programação matemática para avaliar as componentes económica e ambientais da sustentabilidade de explorações e sistemas de produção agrícola.

No Brasil, a programação linear, integrando indicadores determinados através da análise do ciclo de vida (ACV), foi aplicada ao estudo de um sistema de produção familiar brasileiro por Xavier e Caldeira-Pires, (2004). Os autores salientam a importância desta associação entre ACV na análise do desempenho social, ambiental e económico do sistema de produção de agricultura familiar.

Em Espanha, Júdez et al. (2008) referem a aplicação de modelos de programação matemática em estudos sobre a afectação de actividades vegetais em função da rentabilidade do solo, na estimativa de funções de custo de diferentes explorações de regadio, na análise de políticas agrárias, nomeadamente para prever os efeitos da Agenda 2000 nas explorações cerealíferas.

De entre os numerosos estudos que aplicaram modelos de programação matemática para analisar diferentes tipos de problemas do sector agrícola do Alentejo salientam-se os de Carvalho (1994), Lucas (1995), Marques (1998), Fernandes (1999), Fragoso (2001) e Martins (2003).

A utilização de um modelo aplicado a explorações agro-pecuárias do Alentejo, permitiu a Carvalho (1994) avaliar o efeito da variabilidade da produção de pastagens e forragens no rendimento dos produtores e na capacidade de produção desta região.

Lucas (1995) avaliou a competitividade da produção de borrego no Alentejo e as implicações económicas das alterações decorrentes da reforma da PAC de 1992.

Marques (1998) construiu um modelo sectorial para a agricultura alentejana de sequeiro, baseado em modelos sequenciais de programação discreta.

A competitividade da produção de porco Alentejano, face a outras actividades pecuárias características do Alentejo, em diferentes cenários da Política Agrícola

Comum, e as distorções provocadas pela política de ajudas foram estudadas por Fernandes (1999), com base no desenvolvimento de modelos de programação linear.

Um modelo para avaliação dos impactes sócio-económicos no plano de rega do Alqueva no sector agrícola do Alentejo foi utilizado por Fragoso (2001).

Martins (2003) utilizou modelos matemáticos para avaliar economicamente o efeito da variabilidade das produções e da utilização de recursos, nomeadamente tracção, das tecnologias de mobilização do solo, no rendimento do empresário agrícola.

Noéme et al. (2004), aplicaram esta metodologia na análise dos efeitos económicos da adopção da política de preços da água, preconizada no âmbito da Directiva Quadro da Água.

4.3 - Conclusões

A análise efectuada sobre as metodologias de avaliação ambiental aplicáveis às actividades agrícolas permitiu evidenciar a existência de numerosos métodos divergindo nos objectivos que pretendem avaliar, nos conceitos em que se baseiam, nos potenciais utilizadores e nos indicadores que utilizam.

Nenhum método de avaliação ambiental demonstra ser claramente superior. Todos evidenciam algumas vantagens comparativas, mas a todos também se podem apontar alguns inconvenientes. Os métodos abordados permitem realizar um diagnóstico ambiental, mais ou menos completo, e identificar, em vários graus, o uso de recursos e as emissões poluentes derivadas das práticas culturais utilizadas.

Muitos dos métodos utilizados na avaliação ambiental baseiam-se na contabilização de *input-output* de nutrientes e recursos. A quantificação do fornecimento de azoto nas fertilizações, do consumo de energia não renovável e as emissões de substâncias eutrofizantes (associadas ao uso de azoto) são objectivos ambientais avaliados na generalidade dos métodos de avaliação ambiental da actividade agrícola

Mais recentemente, assistiu-se a um aumento significativo da utilização da metodologia da análise do ciclo de vida no estudo e comparação de produtos agro-alimentares, de culturas vegetais, de técnicas culturais e de explorações agrícolas (Mattsson, 1999; Haas et al., 2001; Bentrup et al., 2004). Esta metodologia permite

avaliar um grande número de impactes ambientais associados a um produto, processo ou actividade, através da análise e quantificação do consumo de recursos e das emissões resultantes.

A revisão sobre a avaliação económica de actividades agrícolas salientou a importância da elaboração de contas de actividade.

Independentemente do formato de orçamento utilizado na elaboração da conta de actividade é possível quantificar os proveitos, os custos fixos e varáveis e determinar indicadores de rendibilidade da actividade. Esta quantificação é extremamente útil na formação de vectores coluna de entrada e saída que formam a estrutura dos modelos de programação matemática. Assim, as contas de actividade baseadas na técnica dos orçamentos são um instrumento fundamental para o desenvolvimento de modelos de programação matemática.

A revisão sobre a aplicação de modelos de programação matemática evidenciou a grande flexibilidade com que estes modelos representam situações diversas e a facilidade de interpretação dos resultados, justificando a sua utilização crescente em trabalhos científicos na análise dos problemas aplicados à economia e gestão agrícola, nomeadamente na análise dos efeitos das alterações tecnológicas e das políticas agrícolas.

Com a evolução da PAC a avaliação da actividade agrícola implica uma análise de carácter multidisciplinar integrando elementos económicos, biológicos e ambientais, reforçando o interesse da utilização de modelos de programação matemática para abranger a natureza multidisciplinar e integrada da agricultura.

CAPÍTULO 5 – MATERIAL E MÉTODOS

A avaliação ambiental dos sistemas e actividades de produção agrícola de sequeiro com grande representatividade no Alentejo e a integração dessa componente ambiental na avaliação económica desses sistemas e actividades no contexto da reforma da PAC, nomeadamente da introdução de medidas agro-ambientais no âmbito da Agenda 2000 e do regime de pagamento único de 2003 constitui o objectivo central desta tese.

Para a concretização deste objectivo foram utilizadas duas explorações agrícolas reais do Alentejo cuja caracterização é feita na primeira parte deste capítulo. Na segunda parte serão descritas em pormenor as metodologias utilizadas na avaliação ambiental das actividades vegetais. Na terceira parte serão apresentados os modelos de programação desenvolvidos para a avaliação económica e ambiental das explorações no quadro da Agenda 2000 e no âmbito da reforma da PAC de 2003.

5.1 - Caracterização das explorações agrícolas

Neste trabalho utilizaram-se duas explorações agrícolas reais, com planos de produção característicos do Alentejo. Uma exploração vocacionada para a produção de bovinos de carne em extensivo complementado com a produção de cereais, identificada como exploração mista e uma exploração exclusivamente com actividades vegetais, identificada como exploração de culturas arvenses.

Embora a utilização de empresas reais seja passível de crítica, uma vez que os resultados serão de alguma maneira influenciados pelas especificidades das empresas agrícolas, a decisão pela utilização, neste estudo, de explorações agrícolas reais justifica-se pela maior facilidade de obtenção de informação específica das parcelas e actividades para cálculo dos coeficientes, particularmente dos coeficientes ambientais.

Por outro lado, esta abordagem permite uma boa extrapolação para o sistema de produção. As interações entre os processos ecológicos e económicos são consideradas em conjunto com as características edafo-climáticas e as tecnologias utilizadas em explorações que são características dos sistemas de produção que se

pretendem estudar. A análise dos efeitos da política agrícola através de modelos de programação matemática poderá ser beneficiada, se se basear na informação obtida numa exploração agrícola real, especificamente orientada para o mercado, com características e especificidades próprias do meio em que se insere (Pacini et al. ,2004).

Na exploração mista o plano de produção ao incluir culturas cerealíferas e culturas forrageiras permite a avaliação comparativa destas actividades em termos ambientais e económicos. O plano de produção da exploração de culturas arvenses permite alargar a avaliação ambiental e económica a oleaginosas (girassol) e proteaginosas (ervilha). A introdução da tecnologia de sementeira directa em substituição do sistema de mobilização convencional do solo permite avaliar os efeitos ambientais e económicos da tecnologia e das políticas que visam promover a sua adopção.

5.1.1 - Exploração mista

A exploração mista, localizada no distrito de Évora tem uma área total de 223 ha e uma Superfície Agrícola Útil (SAU) de 212 ha.

A zona social, incluindo o monte e dependências agrícolas, ocupa uma área de 3 ha, existindo ainda uma zona de incultos com uma área de 8 ha, na zona mais declivosa da exploração, ocupada por matos e estevas e com alguns afloramentos rochosos dispersos.

Os solos da exploração são de potencial médio fraco, repartindo-se por solos Pm (solos mediterrâneos pardos de materiais não calcários, do sub-grupo para barros), solos Pv (solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de materiais não calcários normais), Pg (solos litólicos não húmicos dos climas sub-húmidos e semi-áridos normais).

Segundo a carta de capacidade de uso do solo na exploração predomina a classe D, embora existam solos de classe C e E.

As construções de apoio à actividade agrícola incluem um armazém (casão) com 190 m² (10x19m) e um estábulo em mau estado de conservação. Este estábulo é utilizado para alojar touros fora das épocas de cobrição e, esporadicamente, para alojar animais doentes ou que necessitem de cuidados especiais.

A exploração dispõe de um parque de máquinas adequado à realização das operações culturais das actividades que são desenvolvidas.

Os recursos hídricos existentes na empresa destinam-se ao abeberamento dos animais. Existem três charcas e dois poços, junto dos quais se localizam bebedouros de alvenaria. A exploração possui cercas a delimitá-la e em todas as parcelas destinadas ao pastoreio e à produção de culturas cerealíferas e forrageiras.

A mão-de-obra permanente da exploração é constituída por um tractorista e um vaqueiro. Este trabalhador, sempre que necessário, desempenha outras tarefas. Pontualmente, a empresa recorre à contratação de pessoal temporário, nomeadamente para a recolha de fardos de feno e palha, para a poda do olival e do montado e para a colheita da azeitona.

Tomando como referência o ano agrícola de 2004/05, a forma de utilização do solo abrange as seguintes actividades:

- 53,7 ha de pastagem natural sob montado de sobro e azinho;
- 25 ha de pastagem natural melhorada (adubada)
- 110 ha abrangendo a zona com solos de melhor potencial produtivo ocupados com uma rotação de Trigo mole – Aveia – Aveia x vícia – Trigo rijo – Azevém (cinco folhas com uma área média de 22 ha). A aveia x vícia e o azevém destinam-se à produção de feno para a alimentação animal, assim como o grão de aveia e as palhas dos cereais. O grão de trigo mole e de trigo rijo destinam-se à comercialização.
- 7,3 ha em pousio obrigatório (uma vez que a exploração ultrapassa a produção teórica de 92 toneladas na área elegível para ajudas a culturas arvenses).
- 16 ha de olival, com uma densidade de 100 oliveiras/ha de porte médio, explorado em sequeiro de forma tradicional.

5.1.1.1 – Descrição de actividades

Seguidamente são descritas as tecnologias de produção das actividades desenvolvidas na exploração. O seu conhecimento é fundamental para a avaliação ambiental e económica da exploração.

5.1.1.1.2 – Actividades vegetais e tecnologias de produção

5.1.1.1.2.1 - Olival

No olival procede-se ao tratamento contra a traça através da aplicação de sulfato de cobre (12 kg/ha) na 2ª quinzena de Setembro. Na 2ª quinzena de Março procede-se à mobilização do solo realizando uma escarificação cruzada. De 5 em 5 anos realiza-se a poda do olival.

Para a colheita da azeitona, em Dezembro, são contratados trabalhadores eventuais. A azeitona colhida (1500 Kg/ha) é entregue para transformação num lagar certificado pelo INGA.

5.1.1.1.2.2 – Culturas cerealíferas

As culturas cerealíferas desenvolvidas na exploração são o trigo mole, a aveia e o trigo rijo.

Na cultura do trigo mole, no início de Novembro procede-se à preparação do solo para a sementeira através da realização de uma gradagem cruzada seguida de escarificação cruzada.

A sementeira efectua-se na 1ª quinzena de Novembro, utilizando-se um semeador de linhas, ao qual é acoplado um rolo compressor. Utiliza-se uma densidade de sementeira de 180 Kg/ha. Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo utilizando 250 Kg de adubo (Superfosfato 18:46:0).

Em Março efectua-se uma adubação de cobertura utilizando um distribuidor centrífugo e 170 Kg de adubo (Ureia 46%).

Na segunda quinzena de Fevereiro, efectua-se uma monda utilizando 0,02 Kg/ha de Tribenurão-Metilo.

A colheita efectua-se na 1ª quinzena de Julho, obtendo-se uma produtividade média de 2300 Kg/ha de grão. A palha (2300 Kg/ha) é enfardada e armazenada para posterior distribuição ao efectivo animal. O restolho desta cultura serve de agostadouro ao efectivo animal.

Na cultura da aveia, a preparação do solo para a sementeira ocorre na 2ª quinzena de Outubro e consiste numa gradagem cruzada.

A sementeira efectua-se na 2ª quinzena de Outubro utilizando-se um semeador de linhas com um rolo compressor acoplado. Utiliza-se uma densidade de sementeira de 150 Kg/ha. Aquando da sementeira efectua-se uma adubação de fundo com 190 Kg de adubo (Foskamónio 122).

Na 2ª quinzena de Fevereiro efectua-se uma adubação de cobertura com 100 Kg de adubo (Ureia 46%), utilizando um distribuidor centrífugo.

A colheita é efectuada na 2ª quinzena de Junho, obtendo-se uma produtividade média de 1800 Kg/ha de grão. A palha (1800 Kg/ha) é enfardada e armazenada para posterior distribuição ao efectivo animal. O restolho desta cultura serve de agostadouro ao efectivo animal.

Na cultura do trigo rijo a preparação do solo consiste numa gradagem cruzada efectuada na 1ª quinzena de Novembro. Antecedendo a sementeira, efectua-se na 2ª quinzena de Novembro, uma escarificação.

A sementeira realiza-se na 2ª quinzena de Novembro utilizando um semeador de linhas, ao qual é acoplado um rolo compressor. A densidade de sementeira é de 200 Kg/ha. Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo com 250 Kg de adubo (Superfosfato 18:46:0).

Na 2ª quinzena de Fevereiro efectua-se uma monda utilizando-se 0,02 Kg/ha de Tribenurão-Metilo.

Na 1ª quinzena de Março efectua-se uma adubação de cobertura com 190 Kg de adubo (Ureia 46%), utilizando um distribuidor centrífugo.

A colheita é realizada na 1ª quinzena de Julho, obtendo-se uma produtividade média de 2100 Kg/ha de grão. A palha (2100 Kg/ha) é enfardada e armazenada para posterior distribuição ao efectivo animal. O restolho utiliza-se como agostadouro.

5.1.1.1.2.3 – Culturas forrageiras

Uma consociação de aveia x vícia e o azevém para obtenção de feno, são as culturas forrageiras desenvolvidas na exploração.

Na cultura da aveia x vícia a preparação do solo para a sementeira ocorre na 1ª quinzena de Outubro e consiste numa gradagem seguida de escarificação.

A sementeira realiza-se na 1ª quinzena de Outubro utilizando um semeador de linhas, ao qual é acoplado um rolo compressor. A densidade de sementeira é de 140 Kg/ha (80 Kg de aveia e 60 Kg de vícia). Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo utilizando 150 Kg de adubo (Superfosfato 18:46:0).

Na 2ª quinzena de Janeiro efectua-se uma adubação de cobertura com 100 Kg de adubo (Nitrolusal 27%) utilizando um distribuidor centrífugo.

Na 2ª quinzena de Maio, procede-se ao corte da forragem utilizando uma gadanhira condicionadora e posteriormente ao seu viramento utilizando um respigador. Após secagem, o feno é enfardado, recolhido, transportado e armazenado. A produtividade média é de 4500 Kg de feno que se destina à alimentação animal.

Na cultura do azevém a preparação do solo para a sementeira ocorre na 1ª quinzena de Outubro e consiste numa gradagem cruzada.

A sementeira efectua-se na 1ª quinzena de Outubro utilizou-se um semeador de linhas, ao qual é acoplado um rolo compressor. A densidade de sementeira é de 25 Kg/ha. Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo com 130 Kg de adubo (Foskamonio 222).

Na 2ª quinzena de Dezembro os animais pastoreiam o azevém (corte a dente), após o que se procede a uma adubação de cobertura com 110 Kg de adubo (Nitrolusal 27%) utilizando um distribuidor centrífugo.

Na 1ª quinzena de Maio, procede-se ao corte utilizando uma gadanheira condicionadora, ao viramento utilizando um respigador. Posteriormente, o feno é enfardado, recolhido, transportado e armazenado. A produtividade média é de 4000 Kg de feno destinado à alimentação animal.

5.1.1.1.2.4 – Pastagem natural melhorada

Nesta actividade apenas se procede a uma fertilização, na 2ª quinzena de Setembro, com a distribuição de 200 Kg de superfosfato 18:46:0.

A pastagem destina-se à alimentação do efectivo animal. A disponibilidade da pastagem é variável ao longo do ano, devido à sazonalidade das produções vegetais determinada pelo ciclo de crescimento das plantas e pelos factores climáticos. A composição química e o valor nutritivo variam em função do estado vegetativo da planta.

Na implementação empírica do modelo de programação linear utilizado na avaliação económica e ambiental desta exploração considerou-se a variação da quantidade e qualidade da pastagem no cálculo das disponibilidades alimentares para satisfazer as necessidades dos animais.

Correspondendo aos períodos mais significativos em termos de quantidade e valor nutritivo, o aproveitamento da pastagem foi dividido em cinco períodos do ano:

- 1º período: 1 de Outubro a 30 Novembro
- 2º período: 1 de Dezembro a 28 Fevereiro
- 3º período: 1 de Março a 30 de Abril
- 4º período: 1 de Maio a 30 Junho
- 5º período: 1 de Julho a 30 Setembro

O primeiro período considerado para as pastagens, com início no dia 1 de Outubro e término a 30 Novembro e o segundo período, que abrange o período desde 1 de Dezembro a 28 de Fevereiro, caracterizam-se pela reduzida produção da pastagem, mas em contrapartida são os períodos onde o valor nutritivo é mais elevado.

O terceiro período, que vai de 1 de Março a 30 de Abril, corresponde à fase de maior produção, já que coincide com a fase ascendente da curva de produção. O valor nutritivo da pastagem, neste período, é inferior ao dos períodos anteriores, mas nitidamente superior ao dos períodos que se seguem.

O período que se segue, de 1 de Maio a 30 de Junho, corresponde ao início da fase descendente da curva de produção, pelo que a disponibilidade de erva é menor e a qualidade da pastagem inferior à do período anterior.

Finalmente no último período, com início a 1 de Julho e que termina a 30 de Setembro, ou seja o Verão, a produção das pastagens é nula e a pastagem ainda existente caracteriza-se por um valor nutritivo bastante baixo.

5.1.1.1.3 – Actividade pecuária

A actividade pecuária consiste na produção de bovinos de carne em regime extensivo. O núcleo reprodutor é constituído por 80 vacas cruzadas com características próximas da raça Charolesa, 12 novilhas de substituição e 2 touros (um de raça Charolesa e outro de raça Limousine).

O período de cobrição decorre de Outubro a Abril com a data média de cobrição entre Novembro e Dezembro. A data média de partos ocorre entre Agosto e Setembro e a data média de desmame entre Março/Abril. Os vitelos produzidos (35 machos e 23 fêmeas) destinam-se a venda após o desmame, com peso vivo médio de 245 Kg e de 220 Kg, respectivamente os machos e as fêmeas. A comercialização dos vitelos e vitelas ocorre no período de Março a Junho. As vacas refugadas são vendidas no final de Abril e princípios de Maio.

A substituição dos machos é feita com animais comprados no exterior e a substituição das fêmeas a partir de animais nascidos na exploração. Com este objectivo procede-se à recria de 12 fêmeas que se destinam à substituição do efectivo. As novilhas são colocadas à cobrição aos quinze meses de idade, efectuando-se o parto aos vinte e quatro meses de idade.

Para o efectivo foram considerados os seguintes parâmetros produtivos e reprodutivos:

Taxa de fertilidade: 90%

Taxa de Substituição das vacas: 13%

Taxa de mortalidade de vitelos até ao desmame: 3%

Relação macho:fêmea 1:40

Taxa de substituição machos: 20%

Os touros, fora do período de cobrição em que acompanham as vacas, permanecem numa zona cercada (3,7 ha), na folha de pastagem natural, ou são alojados no estábulo.

A implementação empírica do modelo de programação linear para esta exploração implica o conhecimento das necessidades nutritivas dos animais, nomeadamente das necessidades energéticas ao longo do ano.

As necessidades alimentares das diferentes categorias de animais existentes na exploração foram calculadas com base nas Tabelas do INRA (Soltner, 1989), em função do peso do animal e do estado fisiológico. No quadro 5.1 são apresentadas as necessidades do efectivo reprodutor e nos quadros 5.2 e 5.3 as necessidades das crias (vitelos e vitelas) até ao desmame e as necessidades das novilhas de substituição no período compreendido entre o desmame e o 1º parto.

Quadro 5.1 - Necessidades energéticas do efectivo reprodutor

Classe Animal e Fase de Produção	Necessidades Animais (UF/dia)
Touro	8,2
Vacas:	
Conservação	5,3
Gestação: 6º mês	0,56
7º mês	1,08
8º mês	1,86
9º mês	2,93

Classe Animal e Fase de Produção	Necessidades Animais (UF/dia)
Lactação: 1º mês	2,93
2º mês	3,38
3º mês	3,15
4º mês	2,7
5º mês	2,25
6º mês	1,8
7º mês	1,35

No que diz respeito aos vitelos considerou-se que as necessidades são satisfeitas exclusivamente com leite materno até ao quarto mês de vida.

Quadro 5.2 - Necessidades energéticas de vitelos até ao desmame

Peso vivo (Kg)	Necessidades (UF/dia)
195	3,9
225	4,1
250	4,2

No quinto e sexto mês metade das necessidades alimentares são satisfeitas com leite materno e outra metade com suplemento alimentar (aveia e feno).

No sétimo mês o leite materno apenas satisfaz vinte e cinco por cento das necessidades pelo que setenta e cinco por cento das necessidades são satisfeitas com suplemento alimentar (aveia e feno).

Quadro 5.3 - Evolução das necessidades das fêmeas de substituição

Novilhas Substituição	Peso Vivo (Kg)	Necessi dades UF/dia	Novilhas Substituição	Peso Vivo (Kg)	Necessi dades UF/dia
7º mês	220	4,2	16º mês	436	5,6
8º mês	244	4,3	17º mês	460	6,2
9º mês	268	4,4	18º mês	484	6,2
10º mês	292	4,4	19º mês	508	6,7
11º mês	316	5,0	20º mês	532	6,7
12º mês	340	5,0	21º mês	556	7,3
13º mês	364	5,1	22º mês	580	6,3
14º mês	388	5,1	23º mês	604	8,76
15º mês	412	5,6	24º mês	620	10,83

No quadro 5.4 apresentam-se as produtividades das culturas da exploração mista, utilizadas no cálculo das disponibilidades alimentares da exploração.

Quadro 5.4- Produtividades das culturas da exploração mista

Actividade	Período	Produto	Quantidade (Kg/ha)		UF/Kg Kg/MS
			Produto	Mat. Seca	
Trigo Mole		Grão	2300		0,27
		Palha	2300		
		Agostadouro	500		
Aveia		Grão	1800		0,85
		Palha	1800		0,34
		Agostadouro	500		0,31
Aveia x Vícia		Feno	4500		0,60
Trigo Duro		Grão	2100		0,27
		Palha	2100		
		Agostadouro	500		
Azevem		Corte a dente	600		0,12
		Feno	4000		0,60
Pastagem Natural*	1			170	0,70
	2			160	0,70
	3			400	0,55
	4			270	0,43
	5			-	0,30
Pastagem Melhorada*	1			238	0,70
	2			224	0,70
	3			560	0,55
	4			378	0,43
	5			-	0,30

* UFs/Kg MS

A alimentação dos animais baseia-se nos recursos alimentares produzidos na própria exploração. Em anos agrícolas de baixa produção de pastagem recorre-se ao aluguer de 50 ha de pastagem natural.

Dos alimentos pastoreados fazem parte as pastagens naturais e a pastagem melhorada (através do uso de fertilizante) que constituem a base da alimentação do efectivo durante todo o ano.

No final de Dezembro, os animais passam pela folha de cultura do azevém para fazerem um aproveitamento, corte a dente, desta cultura. Esta passagem é relativamente rápida não afectando a capacidade regenerativa das plantas e consequentemente a produção de forragem.

Para além da pastagem, consumida no período em que é produzida, na alimentação do efectivo animal são utilizados feno de aveia x vicia e feno de azevém, as palhas e os restolhos de cereais.

O grão de aveia é utilizado como alimento concentrado nas épocas de maiores necessidades alimentares dos animais e na alimentação dos vitelos e vitelas até ao desmame, dispensando a aquisição de alimentos compostos.

As disponibilidades em unidades forrageiras (UFs) da exploração foram calculadas multiplicando as produtividades das actividades destinadas à alimentação animal (Quadro 5.4) pelo seu valor nutritivo (UFs), determinado com base nas tabelas de composição química de alimentos (Abreu et al., 1982; Soltner, 1989).

As disponibilidades anuais da exploração em unidades forrageiras são de 276 191 UFs, satisfazendo as necessidades do efectivo existente, uma vez que as necessidades anuais em unidades forrageiras de uma unidade animal são de 3219 UFs.

A unidade animal é constituída por 1 vaca, 0,025 touro, 0,9 vitelos (até aos 7 meses) e 0,125 novilhas de substituição (dos 7 meses aos 24 meses).

5.1.2 - Exploração de culturas arvenses

A exploração vocacionada para a produção de culturas arvenses localiza-se na região do Baixo Alentejo, distrito de Beja, com uma área total de 240 ha, dos quais 238

ha de superfície agrícola útil e 2 ha ocupados com área social, englobando monte e dependências agrícolas (armazém, casão e telheiro).

A topografia da exploração é a predominante na região, com declives que variam entre 0 a 5%, não existindo limitações decorrentes das características topográficas adversas para a prática da actividade agrícola.

Os solos predominantes na exploração são Barros Pretos (Bpc) e Castanhos Avermelhados (Bvc, Cb), Solos Vermelhos de Calcários (Vc) e solos Mediterrâneos Vermelhos e Amarelos de Materiais Calcários (Vcm).

A importância relativa das áreas ocupadas pelos diferentes solos mostrou que a exploração é dominada pelos solos Bvc (57,9%) e pelos solos Bvc+Cb (27,36%) e solos Bpc (6,4%), enquanto os restantes solos, Vc e Vcm representam uma proporção de área de 5,58% e 2,95% respectivamente. Quase toda a área destinada às culturas arvenses pertence à classe de capacidade de uso A com excepção de uma pequena fracção que pertence ao complexo A+B+C (aproximadamente 8 ha).

Os solos predominantes são solos argilosos com predominância de colóides minerais do grupo das montemorilonites, que lhes conferem características de elevada plasticidade e rijeza, pronunciado fendilhamento nas épocas secas e curto período de sazão.

A exploração não dispõe de recursos que possibilitem a prática de regadio, apenas existindo um poço que fornece água ao monte e dependências agrícolas.

A mão-de-obra permanente da exploração limita-se a um tractorista, dado que o proprietário para além de gerir a exploração, sempre que necessário, também colabora nas tarefas agrícolas. Anualmente, a empresa recorre a mão-de-obra eventual apenas na altura da colheita de azeitona e, de quatro em quatro anos para a poda do olival.

O parque de máquinas da exploração é constituído por um tractor de 105 c.v. e quatro rodas motrizes, reboque de 9 toneladas de capacidade, grade de discos (24 discos), chisel, semeador de linhas e distribuidor centrífugo. Para a realização das

diferentes operações agrícolas para as quais não possui maquinaria própria, a empresa recorre ao aluguer. Assim, para a realização da lavoura aluga a charrua e sempre que as operações culturais tenham de ser realizadas num curto tempo disponível a empresa contracta o aluguer de tractor com o respectivo tractorista. A empresa aluga também um rolo compressor, pulverizador, e o serviço da ceifa (ceifeira e respectivo motorista). Para a colheita de azeitona aluga um tractor e um vibrador.

No ano agrícola de 2004/05, a forma de utilização do solo abrange as seguintes actividades:

- 181 ha ocupados com a produção de culturas arvenses de sequeiro seguindo a rotação de Girassol - Trigo Rijo1 – Ervilha - Trigo Rijo 2. (quatro folhas de cultura com área média de 45,2 ha)
- 20,1 ha em pousio obrigatório
- 37 ha de olival explorado em sequeiro

5.1.2.1 – Actividades vegetais e tecnologias de produção

De forma resumida, descrevem-se as actividades vegetais e as tecnologias de produção utilizadas no sentido de permitir uma melhor compreensão da avaliação ambiental e económica desta exploração.

5.1.2.1.1 - Olival

O olival é constituído por árvores de porte médio com um compasso de 12x10 metros. No final de Fevereiro procede-se à aplicação de herbicida (3 l/ha de glifosato) e no início de Abril realiza-se uma gradagem.

A colheita da azeitona realiza-se na 1ª quinzena de Dezembro obtendo-se uma produtividade média de 1350 Kg/ha. Para a colheita recorre-se ao aluguer de um tractor e vibrador.

A azeitona é entregue para transformação num lagar certificado pelo INGA.

5.1.2.1.2 - Culturas arvenses com tecnologia convencional de mobilização de solo

Seguindo o sistema tradicional de produção na exploração, realiza-se um alqueive sobre o qual é semeado o girassol. O alqueive inclui um conjunto de mobilizações de solo constituído por lavoura (Outubro) e duas passagens de chisel (a primeira em Dezembro e a segunda em Fevereiro).

Na análise técnico-económica das actividades desenvolvidas na exploração imputou-se à cultura do girassol um terço do custo do alqueive e dois terços à cultura do trigo rijo 1.

O girassol é semeado, na 1ª quinzena de Março, na folha do alqueive, utilizando-se a variedade Florassol e uma densidade de sementeira de 4 Kg/ha. Antes da sementeira procede-se a uma passagem de chisel.

Nesta cultura não se procede a qualquer fertilização, nem à aplicação de qualquer produto fitofármaco.

A colheita ocorre na 1ª quinzena de Agosto e a produtividade média é de 850Kg/ha. Para esta operação recorre-se ao aluguer de uma ceifeira.

A cultura do trigo rijo 1 inicia-se, em Novembro, com a preparação do solo para a sementeira realizando-se uma passagem de chisel seguida de uma gradagem.

A sementeira é efectuada na 1ª quinzena de Dezembro, utilizando-se uma densidade de sementeira de 200 Kg/ha. Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo utilizando 300 Kg de adubo (20:20:0). As máquinas e equipamentos necessários a estas operações pertencem à exploração.

Em Fevereiro efectua-se uma adubação de cobertura com 150 Kg de adubo (27% N), utilizando um distribuidor centrífugo.

Normalmente, efectua-se uma monda, em Fevereiro utilizando-se 0,02 Kg/ha de Tribenurão-Metilo e 0,50 L/ha de Clodinafope+Cloquintocete.

A colheita é efectuada na 1ª quinzena de Julho, obtendo-se uma produtividade média de 3000 Kg/ha de grão. No grão de trigo é aplicado um insecticida (Malatião)

quando se procede ao seu armazenamento. Este grão é vendido quando o preço é mais elevado.

A palha (3000 Kg/ha) é vendida no terreno, sendo da responsabilidade do comprador a enfardação e recolha de fardos. O restolho é vendido como agostadouro.

Na cultura da ervilha a preparação do solo consiste numa passagem de chisel, em Outubro seguida de uma gradagem, em Novembro. Antecedendo a sementeira procede-se a uma nova passagem de chisel.

A sementeira ocorre na 1ª quinzena de Janeiro utilizando-se uma densidade de sementeira de 150 Kg/ha.

Nesta cultura não se procede a qualquer fertilização, nem à aplicação de qualquer produto fitofármaco.

Recorre-se ao aluguer de uma ceifeira para a colheita, que ocorre na 1ª quinzena de Junho, com uma produtividade média de 1100 Kg de grão/ha. Os resíduos da colheita que ficam no solo (palha e restolho) são vendidos como agostadouros.

A cultura do trigo rijo 2 inicia-se, em Novembro, com a preparação do solo para a sementeira, realizando-se uma passagem de chisel e uma gradagem.

A sementeira é efectuada na 1ª quinzena de Dezembro, utilizando-se uma densidade de sementeira de 200 Kg/ha. Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo utilizando 300 Kg de adubo (20:20:0).

Em Fevereiro efectua-se uma adubação de cobertura com 150 Kg de adubo (Nitrolusal 27%), utilizando-se um distribuidor centrífugo.

Também em Fevereiro, efectua-se uma monda utilizando 0,02 Kg/ha de Tribenurão-Metilo e 0,50 L/ha de Clodinafope+Cloquintocete.

A colheita é efectuada na 1ª quinzena de Julho, obtendo-se uma produtividade média de 2900 Kg/ha de grão. No grão de trigo é aplicado um insecticida (Malatião) quando se procede ao seu armazenamento. Este grão é vendido quando o preço é mais elevado.

A palha (2900 Kg/ha) é vendida no terreno, sendo da responsabilidade do comprador a enfardação e recolha de fardos. O restolho é vendido como agostadouro.

5.1.2.1.3 - Culturas arvenses com tecnologia de sementeira directa

Nesta exploração realizou-se um plano produtivo alternativo para a rotação praticada utilizando a tecnologia de sementeira directa, em substituição do sistema convencional de mobilização de solo, com o objectivo de avaliar em termos ambientais e económicos o efeito da tecnologia e das políticas que visam promover a sua adopção.

A sementeira directa está incluída no grupo I das Medidas Agro-Ambientais instituídas no âmbito da Agenda 2000. A adopção desta tecnologia permite beneficiar de um subsídio específico.

Neste novo plano de produção o parque de máquinas sofre algumas alterações relativamente ao existente anteriormente. O tractor e o reboque existentes na exploração são utilizados nas operações culturais, sendo necessária a aquisição de um semeador de sementeira directa. Recorre-se ao aluguer de um pulverizador e de uma ceifeira.

As principais alterações introduzidas em cada cultura, que se descrevem seguidamente, basearam-se na consulta bibliográfica (Carvalho e Basch, 1999; Carvalho, 2001; Martins, 2003).

O girassol (variedade Florassol) é semeado, na 1ª quinzena de Março, com um semeador de sementeira directa, utilizando uma densidade de sementeira de 3,5 Kg/ha.

Nesta cultura não se procede a qualquer fertilização, mas procede-se à aplicação de um tratamento fitossanitário com a utilização de herbicida (2 l/ha de glifosato) na 2ª quinzena de Fevereiro. A ausência de mobilização do solo nesta tecnologia obriga a uma monda de pré-sementeira de forma a eliminar as infestantes, já nascidas à data de sementeira.

A colheita ocorre na 2ª quinzena de Agosto e a produtividade média é de 722,5Kg /ha, considerando-se uma diminuição de 15%, relativamente ao plano anterior. Esta diminuição de produtividade justifica-se pelo facto das culturas de Primavera de sequeiro, de raiz apumada, como o girassol, serem mais sensíveis à compactação do solo que possa ocorrer nos primeiros anos de transição do sistema de mobilização do solo tradicional para a sementeira directa.

Na operação de colheita recorre-se ao aluguer de uma ceifeira.

Na cultura do trigo rijo 1, que se segue na rotação ao girassol, introduz-se um tratamento fitossanitário usando herbicida (3 l/ha glifosato), que se efectua na 2ª quinzena de Outubro, precedendo a sementeira.

A sementeira efectuada com semeador de sementeira directa efectua-se na 1ª quinzena de Novembro, utilizando-se uma densidade de sementeira de 200 Kg/ha. Em simultâneo efectua-se uma adubação de fundo utilizando 250 Kg de adubo (Foskamónio 222). As máquinas e equipamentos necessários a esta operação pertencem à exploração.

Procede-se a duas adubações de cobertura usando um distribuidor centrífugo. A primeira, na 2ª quinzena de Janeiro, utilizando 140 Kg de Nitrolusal 27% e a segunda na 1ª quinzena de Março, utilizando 140 Kg de Nitrolusal 27%.

A colheita é efectuada na 1ª quinzena de Julho, obtendo-se uma produtividade média de 3000 Kg/ha de grão. No grão de trigo é aplicado um insecticida (Malatião) quando se procede ao seu armazenamento. Este grão é vendido quando o preço é mais elevado.

A palha, contrariamente ao verificado no sistema de mobilização convencional do solo, não é comercializada e fica no terreno. Este procedimento traduz-se em vantagens técnicas (contribui para o aumento da matéria orgânica do solo) ambientais (contribui para a conservação da humidade do solo e a diminuição da erosão do solo) e económicas (subsídio no âmbito das Medidas Agro-Ambientais).

Na cultura da ervilha introduz-se a aplicação de um tratamento fitossanitário utilizando herbicida (2,5 l/ha de glifosato) na 2ª quinzena de Novembro.

A sementeira ocorre na 1ª quinzena de Dezembro recorrendo ao semeador de sementeira directa e usando uma densidade de sementeira de 150 kg / ha.

Recorre-se ao aluguer de uma ceifeira para a colheita, que ocorre na 1ª quinzena de Junho, com uma produtividade média de 935 Kg de grão/ha, considerando uma diminuição de 15% relativamente à tecnologia anterior, pelas mesmas razões evocadas para o girassol.

O grão é comercializado, mas os resíduos da colheita são deixados no solo, pelas razões técnicas referidas na cultura do trigo rijo 1. A cultura somente recebe subsídio por efectuar sementeira directa e não por deixar os resíduos no solo.

Na cultura do trigo rijo 2, antes da sementeira, introduziu-se um tratamento fitossanitário com herbicida (3 l/ha glifosato), que se efectua na 2ª quinzena de Outubro.

A sementeira efectuada com semeador de sementeira directa realiza-se na 1ª quinzena de Novembro e utiliza uma densidade de sementeira de 200 kg/ha. Na mesma altura efectua-se a adubação de fundo utilizando 200 Kg de Foskamónio 222.

Usando um distribuidor centrífugo realizam-se duas adubações de cobertura. A primeira efectua-se na 2ª quinzena de Janeiro e utiliza 110 Kg de Nitrolusal 27%. A segunda efectua-se na 1ª quinzena de Março e utiliza a mesma quantidade de adubo.

A colheita realiza-se na 1ª quinzena de Julho, obtendo-se uma produtividade média de 2900 Kg/ha de grão. No grão de trigo é aplicado um insecticida (Malatião) quando se procede ao seu armazenamento.

Á semelhança da cultura de trigo rijo 1, o grão é comercializado e a palha fica no terreno, pelas razões anteriormente referidas.

5.2 – Implementação das metodologias usadas na avaliação ambiental

O balanço azotado e eficiência do azoto, o balanço energético e eficiência da energia e a análise do ciclo de vida, através do programa SimaPro, metodologias utilizadas na avaliação ambiental são descritas seguidamente.

5.2.1 - Balanço azotado e eficiência do azoto

O balanço azotado foi determinado pela diferença entre o *input* e o output de azoto, de acordo com Simon et al. (2000).

Nas actividades vegetais, o azoto contido nos fertilizantes inorgânicos, o derivado da fixação biológica (no caso das leguminosas e o resultante da deposição

atmosférica corresponde ao *input*. O *output* foi determinado multiplicando a quantidade de produto obtido pelo seu teor em azoto. Este teor foi obtido em tabelas de composição química de alimentos (Abreu et al., 1982; Soltner, 2004).

A partir do balanço azotado foi determinada a eficiência do azoto pelo quociente entre o *output* e o *input* de azoto (Simon et al., 2000).

Na determinação dos efeitos ambientais da política agrícola, nos cenários considerados, o balanço azotado de cada exploração resulta da diferença entre o *input* e o *output* azotado da exploração. Na exploração de culturas arvenses, estes valores resultam do somatório das actividades vegetais. Na exploração mista, o *input* corresponde ao somatório dos *inputs* das actividades vegetais, uma vez que os animais consomem apenas produtos da própria exploração, não se adquirindo concentrados. O *output* resulta do somatório do azoto contido nos produtos comercializados.

5.2.2 – Balanço energético e eficiência da energia

Na análise energética das actividades vegetais e das explorações os indicadores utilizados são o balanço energético e a eficiência da energia.

5.2.2.1 – Balanço energético

O balanço energético é calculado pela diferença entre o *output* e o *input* de energia (Sartori et al., 2005), permitindo avaliar o fluxo de energia nos sistemas. O *input* de energia corresponde ao somatório da energia directa e indirecta. O *output* de energia corresponde à energia contida nos produtos (Hülsbergen et al., 2001).

5.2.2.1.1 - *Input* de energia directa

A energia directa está intimamente associada ao consumo de combustíveis e lubrificantes (Audsley, 2000), pelo que nas actividades vegetais estudadas (cereais, forragens, culturas arvenses) a energia directa resultou do somatório da energia consumida nas operações culturais efectuadas.

Tomando como exemplo a actividade trigo, o consumo de combustível total foi determinado através da soma dos consumos de combustível de todas as operações culturais (mobilização de solo para preparação da cama da semente, sementeira, adubações, tratamentos fitossanitários, colheita, e recolha de produtos) necessárias à realização dessa actividade.

A energia directa de cada operação cultural foi calculada através da seguinte fórmula:

$$E_{(\text{directa})} = (C \times EqE_C) + (L \times EqE_L)$$

Em que:

E_{directa} = Energia directa (MJ/ha)

C = Consumo de combustível (litros/ha)

L = Consumo de lubrificante do motor (litro/ha)

EqE_C = Equivalente de energia do combustível (MJ/litro)

EqE_L = Equivalente de energia do lubrificante do motor (MJ/litro)

Sempre que os registos das explorações não permitiam conhecer o consumo de combustível e lubrificantes por operação cultural ou por hora de trabalho das máquinas, estes foram determinados de forma indirecta, com base na potência necessária para o tractor trabalhar com os equipamentos adequados à operação a realizar, no consumo específico de combustível (litros/ Cv hora) por hora de trabalho e no número de horas de trabalho para um hectare (capacidade efectiva de trabalho em h/ha).

Na determinação da capacidade efectiva de trabalho (h/ha) foi considerada a largura de trabalho da máquina (em metros), a sua velocidade de avanço (Km/h) e a eficiência de campo (%) (Santos, 1996).

No consumo específico de combustível do tractor seguiu-se a recomendação de CNEEMA (1974) referido por Santos (1996), de considerar um consumo médio de gasóleo de 0,11 litros/cv hora.

Para os lubrificantes de motores considerou-se um consumo de 0,002 litros/ cv hora, de acordo com IEADR (1997).

5.2.2.1.1 - *Input* de energia directa

O *input* de energia indirecta das actividades vegetais abrangeu a energia associada aos fertilizantes, pesticidas, sementes e maquinaria (Dalgaard et al., 2001), não se tendo tomado em consideração a energia ambiental (radiação, vento etc.) nem a energia humana (Pervanchon et al., 2002).

A energia indirecta dos fertilizantes foi determinada multiplicando a quantidade utilizada por hectare de N, P e K do adubo pelos coeficientes energéticos. Para obter uma estimativa mais correcta possível, para cada tipo de adubo utilizou-se um coeficiente energético específico obtido na bibliografia especializada (Helsel, 1993; Appl 1997; McLaughlin et al., 2000; Santos, et al. 2000; Hülsbergen et al., 2001). No Quadro 5.5. são apresentados os adubos utilizados e respectivos coeficientes.

Quadro 5.5 – Coeficientes energéticos dos fertilizantes

Fertilizante	Coeficiente (MJ/Kg)
Adubo 18:46:0	
N	50,6
P ₂ O ₅	15,8
Ureia 46%	
N	70,0
Foskamónio 122	
N	50,6
P ₂ O ₅	15,8
K ₂ O	5,0
Nitrolusal 27%	
N	45,6
CaO	2,1
Fosfonitro 220	
N	50,6
P ₂ O ₅	15,8
CaO	2,1
Foskamónio 222	
N	50,6
P ₂ O ₅	15,8
K ₂ O	5,0

A energia indirecta dos pesticidas foi determinada multiplicando a quantidade de princípio activo utilizado por hectare pelo respectivo coeficiente energético.

Utilizaram-se coeficientes energéticos tendo por base os valores referidos por Green (1987), adaptados a cada tipo de substância activa segundo Audsley et al. (1997) e que se apresentam no Quadro 5.6

Quadro 5.6 – Coeficientes energéticos dos fitofármacos

Substância Activa	Coefficiente (MJ/Kg s.a)
Glifosato	454
Malatião	237
Tribenurão-Metilo	365
Clodinafope+Cloquintocete	269

No cálculo da energia indirecta associada ao fabrico das máquinas e equipamentos seguiu-se a metodologia indicada por Audsley et al. (1997) agrupando-as nas seguintes classes: máquinas automotrizes (tractores e ceifeira debulhadora), máquinas destinadas à mobilização de solo (charrua, grades, cultivadores, etc.) e outras máquinas (distribuidores de semente e adubo, distribuidores de estrume, etc.).

Para determinar a energia indirecta resultante do uso de maquinaria para uma operação cultural específica utilizou-se a seguinte equação:

$$E_{\text{indirecta}} = ((P \times \text{EqE})/U) \times h$$

Em que:

$E_{\text{indirecta}}$ = Uso de energia indirecta para uma operação cultural específica (MJ/ha)

P = Peso total da máquina (Kg)

EqE = Equivalente de energia para a manufactura da respectiva máquina (MJ/Kg)

U = Uso total durante a vida útil (total horas)

h = Horas de trabalho na operação cultural (h/ha)

O peso total das máquinas foi obtido através dos catálogos específicos das máquinas. Os equivalentes de energia utilizados variaram com o tipo de máquina e equipamento, de acordo com Audsley et al. (1997). Para as máquinas automotrizes, nomeadamente, tractores e ceifeiras utilizaram-se valores de 59,9 MJ/Kg e 56,45

MJ/Kg, respectivamente. Para os equipamentos de mobilização de solo e restantes equipamentos utilizaram-se valores de 54,0 MJ/Kg e 42,3 MJ/Kg, respectivamente.

Na determinação das horas de trabalho na operação cultural (h/ha) entrou-se em consideração com a largura de trabalho da máquina (em metros), a sua velocidade de avanço (Km/h) e a eficiência de campo (%) (Santos, 1996; Mendonça et al., 2000).

A energia indirecta das sementes foi determinada através do produto entre a quantidade de semente utilizada e o coeficiente de energia, retirado de bibliografia (Pimentel et al., 1983; SAFE, 2003).

5.2.2.1.2 - Output energético

O *output* de uma actividade vegetal por hectare é determinado multiplicando a quantidade de produto obtido (produtividade) pelo respectivo teor em energia bruta obtido em tabelas de composição química de alimentos (Abreu et al., 1982; Soltner, 1989), seguindo a orientação de Hülsbergen et al. (2001).

Na determinação dos efeitos ambientais da política agrícola, nos cenários considerados, o balanço energético nos cenários considerados resulta da diferença entre o *output* e o *input* da exploração.

Na exploração de culturas arvenses, estes valores resultam do somatório das actividades vegetais.

Na exploração mista, o *input* corresponde ao somatório dos *inputs* das actividades vegetais e o *output* resulta do somatório da energia contida nos produtos comercializados (carne e grão de trigo).

5.2.2 – Eficiência de energia

Nas actividades vegetais a eficiência do uso da energia ou eficiência energética é determinada pela relação entre o balanço energético (MJ/ha) e o *input* de energia (MJ/ha) para cada actividade (Sartori et al., 2005).

5.2.3 – Análise do ciclo de vida

Na avaliação ambiental através da metodologia da análise do ciclo de vida utilizou-se o programa informático SimaPro 6.0, de forma a calcular os valores absolutos das emissões de gases de efeito de estufa, acidificação e eutrofização, determinados pelo Eco-indicador 95, e posteriormente os resultados referentes ao impacte ambiental global determinado pelo Eco-indicador 95 e pelo Eco-indicador 99.

A definição da unidade funcional respondeu à necessidade de quantificação do desempenho do sistema ao executar a função que lhe está associada, constituindo uma referência, em relação à qual se determinaram os dados de entrada e de saída. Como unidade funcional seleccionou-se a tonelada de produto, à excepção das pastagens e forragens onde a unidade funcional foi a tonelada de matéria seca produzida.

Nas actividades que originam mais que um produto, nomeadamente os cereais e a ervilha a repartição do impacte ambiental entre o produto principal e secundário é feita de acordo com o valor económico de cada um dos produtos. No trigo mole, e no trigo rijo 69,1 % do impacte ambiental é atribuído ao grão e 30,9 % à palha. Na aveia 67,1% de impacte ambiental é atribuído ao grão e 32,9% à palha. Na ervilha 90,8% é atribuído ao grão e 9,2% à palha. No plano de produção com a tecnologia de sementeira directa, uma vez que os resíduos (palhas) das culturas são deixados no terreno a totalidade do impacte ambiental é atribuído ao produto principal.

Os valores de impacte ambiental determinados por tonelada de produto são posteriormente reportados ao hectare, tendo em consideração as respectivas produtividades, de forma a possibilitar a comparação das actividades vegetais (culturas cerealíferas e forrageiras) e da tecnologia de mobilização do solo.

O programa *SimaPro 6.0* contém a informação organizada em projectos, que podem ser extraídos das diversas bases de dados disponíveis, que permitem a organização da informação quantitativa, relativa a cada processo, em inventários, onde

se contabilizam *inputs* (materiais ou combustíveis, electricidade ou calor) e *outputs* para o meio (como por exemplo emissões para o ar, para a água e para o solo).

A avaliação ambiental das culturas cerealíferas, forrageiras, proteaginosas, oleaginosas, das pastagens e do olival teve por base a informação contida na respectiva conta de actividade.

No ficheiro de *inputs*, reportados a um Kg de produto, foram introduzidos os seguintes parâmetros: tipo e quantidade de semente utilizada, tipo de adubo e quantidade, tipo e quantidade de fitofármacos, quantidade utilizada de combustível e lubrificante em cada operação cultural.

Para a pastagem considerou-se ainda o efeito da presença dos animais utilizando-se como referência um encabeçamento médio de 0,5 CN/ha

Uma vez definido o ciclo de vida do produto o programa *SimaPro* calcula automaticamente a soma das diversas intervenções ambientais associadas à unidade funcional, gerando um output relativo ao impacte ambiental que é diferente consoante o Eco-indicador associado ao cálculo.

Quando se utiliza o Eco-indicador 95 o output fornece informação sobre onze temas ambientais: (1) efeito de estufa, (2) diminuição da camada de ozono, (3) acidificação, (4) eutrofização, (5) emissão de metais pesados, (6) carcinogenia, (7) *smog* de Inverno, (8) *smog* de Verão ou *smog* fotoquímico, (9) emissão de pesticidas (associado à eco-toxicidade), (10) esgotamento de matérias-primas e recursos energéticos e (11) deposição de resíduos sólidos. Esta informação é agregada num único valor numérico (Pt).

Em virtude da relevância que os gases de efeito de estufa, a acidificação e a eutrofização adquiriram recentemente no âmbito do Protocolo de Quioto e do Protocolo de Gotemburgo as contribuições absolutas determinadas para estas categorias ambientais foram reportadas ao hectare de cultura e apresentadas nos resultados.

Quando a avaliação ambiental utiliza o Eco-indicador 99 o output gerado pelo programa fornece informação agregada sobre os danos ambientais associados à saúde humana, à qualidade dos ecossistemas e aos recursos, e relacionadas com as emissões de substâncias para o ar, para a água e para o solo, referenciadas na fase de inventário.

Esta informação é agregada num único valor numérico (Pt). A magnitude deste valor numérico expressa a magnitude do impacte ambiental global. Quanto maior for o valor do indicador, maior será o impacte ambiental do produto, actividade ou exploração.

Nas actividades que originam mais de um produto, como por exemplo os cereais a afectação do impacte ambiental entre o produto principal e secundário é feita de acordo com valor económico de cada um dos produtos. No trigo mole e no trigo rijo 69,1 % do impacte ambiental é atribuído ao grão e 30,9 % à palha. Na aveia 67,1% de impacte ambiental é atribuído ao grão e 32,9% à palha, enquanto na ervilha 90,8% do impacte ambiental é atribuído ao grão e 9,2% à palha. No plano de produção com a tecnologia de sementeira directa, uma vez que as palhas são deixadas no terreno a totalidade do impacte ambiental é atribuído ao grão.

Posteriormente, os valores de impacte ambiental determinados por tonelada de produto são reportados ao hectare, tendo em consideração as respectivas produtividades, de forma a possibilitar a comparação de cereais e forragens (primeiro caso de estudo) e de comparar o efeito da tecnologia de mobilização do solo nos resultados ambientais obtidos (segundo caso de estudo).

Na determinação dos efeitos ambientais da política agrícola, nos cenários considerados, na exploração mista o impacte ambiental global resulta do somatório do impacte da actividade animal com o impacte da actividade olival e do impacte das actividades trigo rijo e trigo mole afectos ao grão.

O impacte da actividade animal corresponde ao impacte dos produtos (actividades) utilizados na alimentação de todo o efectivo animal mais o impacte da presença dos animais (gases de efeito de estufa, excreção azotada) nas pastagens

pastoreadas. Nas actividades trigo apenas o impacte ambiental associado à produção da palha é reportado ao impacte da actividade animal.

O impacte ambiental global da exploração de culturas arvenses é calculado pelo somatório dos impactes ambientais das actividades vegetais praticadas: olival, girassol, trigo rijo 1, ervilha e trigo rijo 2. Os impactes das actividades são calculados multiplicando a área ocupada pela actividade pelo respectivo impacte ambiental por hectare, conforme sugerido por Biewinga e van der Bijl (1996).

Para facilitar a comparação entre as duas explorações os respectivos impactes ambientais globais são divididos pelas respectivas áreas de superfície agrícola útil, expressando-se os resultados por hectare.

5.3 – Avaliação económica

Em primeiro lugar são apresentados os parâmetros económicos das actividades desenvolvidas nas explorações, em segundo lugar serão apresentados os modelos de programação matemática utilizados para avaliar os efeitos da alteração da política agrícola.

5.3.1 – Avaliação económica das actividades

A avaliação económica das actividades vegetais e das explorações baseou-se nos preços do ano agrícola 2004/2005.

Para cada actividade vegetal, com base na informação recolhida na exploração e complementada, sempre que necessário, com elementos bibliográficos e cálculos auxiliares, elaborou-se a conta de actividade.

A conta da actividade (vegetal e pecuária) reúne todos os proveitos e custos associados à actividade e permite a determinação de indicadores económicos da sua rendibilidade.

Na elaboração da conta de actividade seguiu-se o formato geral, descrito no capítulo anterior, abrangendo a contabilização dos proveitos, dos encargos fixos e dos encargos variáveis, com ligeiras alterações, nomeadamente, não foram considerados os juros atribuídos ao capital de exploração fixo, fundiário e circulante.

A partir da conta de actividade determina-se a Margem Bruta, a Margem Líquida e a Rentabilidade Global dos Factores, indicadores económicos utilizados na avaliação económica das actividades.

5.3.1.1 - Proveitos das actividades

Os proveitos das actividades vegetais, em ambas as explorações, incluem os produtos comercializados e os subsídios atribuídos às culturas no âmbito da Agenda 2000, sempre que a actividade deles beneficie.

Nas actividades vegetais que originam um produto principal e um produto secundário, como por exemplo os cereais, faz-se a diferenciação entre estes produtos. O grão obtido na colheita constitui o produto principal enquanto a palha e o restolho constitui o produto secundário. O proveito económico obtido da produção resulta assim da multiplicação da quantidade de produto (Kg) a comercializar pelo preço de mercado do produto por kg.

Para as actividades vegetais utilizadas como alimento dos animais, o valor dos proveitos é contabilizado indirectamente, através das actividades animais.

Na conta da actividade animal, os proveitos resultam da venda de vitelos e vitelas ao desmame, das vacas de refugo e dos subsídios à vaca aleitante e à extensificação a que a exploração tem direito.

5.3.1.2 – Encargos variáveis

Os encargos variáveis das actividades vegetais incluem os custos associados às operações de tracção, nomeadamente as operações de mobilização de solo para preparação da cama da semente, transporte de produtos, distribuição de semente, adubo

e fitofármacos, ceifa e enfardação, os encargos de mão-de-obra e os encargos associados à compra de semente, fertilizantes e fitofármacos, seguro do grão e da palha e gastos gerais.

Os encargos relacionados com a tracção são determinados para cada operação cultural, tendo em consideração o tempo dispendido em cada operação cultural e o custo de utilização do tractor por hora. O tempo dispendido em cada operação cultural em horas/hectare corresponde à capacidade efectiva de trabalho do conjunto tractor equipamento, determinada tendo em consideração a largura de trabalho, a velocidade de avanço da máquina e a eficiência de campo. A largura de trabalho depende do equipamento que é utilizado. Os catálogos das respectivas máquinas fornecem essa informação. Já a informação relativa à velocidade de avanço ou velocidade de trabalho e eficiência de campo são valores retirados de tabelas da especialidade.

O custo do tractor por hora é determinado considerando a potência utilizada e o consumo em combustíveis e lubrificantes. A informação relativa à potência utilizada foi obtida nos catálogos de máquinas, enquanto o consumo de combustível se considerou o valor de consumo de gasóleo de 0,11 litros/cv hora (CNEEMA, 1974) e o consumo de lubrificantes de 0,002 litros/cv hora (IEADR, 1997).

Os encargos com a mão-de-obra assalariada permanente incluem não só o salário mensal que o trabalhador auferir durante catorze meses, mas também a comparticipação para a Segurança Social em vigor. Os trabalhadores assalariados temporários auferem o salário à semana, incluindo a remuneração referente às regalias sociais, proporcionalmente, a que têm direito. A remuneração horária referente à mão-de-obra da conta de actividade é determinada pelo rácio entre o salário anual do trabalhador e o número de horas anuais que legalmente o assalariado tem de cumprir.

As reparações de máquinas e equipamentos têm um custo anual determinado com base na aplicação de uma taxa de 0,01 % do valor de substituição para os tractores e uma taxa entre 0,02% e 0,07% do valor de substituição para as restantes alfaias (IAEDR, 1997). Tendo em consideração o número de horas que as máquinas e alfaias trabalham por ano é possível determinar o custo de reparação por hora que é imputado a

cada actividade considerando número de horas que a referida máquina e/ou alfaia trabalha na actividade.

Para a determinação do custo das reparações das construções considerámos uma taxa de 0,02% do valor da construção sendo o valor resultante deste cálculo afecto às actividades que utilizam as construções.

Na conta de actividade animal são incluídos os seguintes encargos variáveis: custos de mão-de-obra permanente, custos com tracção necessária para transporte de alimentos e água, custos de produção dos alimentos auto-utilizados, custo com o aluguer de pastagem, assistência veterinária, seguro dos animais, reparações e conservações de capital de exploração fixo, melhoramentos fundiários e construções e gastos gerais. Uma vez que a metodologia seguida na sua determinação foi igual à descrita nas actividades vegetais, limitar-nos-emos a referir, os aspectos que não foram abrangidos anteriormente.

As conservações e reparações afectas à actividade animal correspondentes ao capital de exploração fixo inanimado incluem o tractor e reboque, os comedouros selectivos para vacas e para vitelos que existem na pastagem. As reparações de melhoramentos fundiários incluem as reparações de cercas e charcas. As reparações das construções incluem as reparações do estábulo, dos bebedouros de alvenaria e do casão.

5.3.1.3 – Encargos fixos

Nas actividades vegetais as amortizações de máquinas e equipamentos, melhoramentos fundiários e construções e plantações constituem encargos fixos da exploração, que devem ser afectos às diferentes actividades que utilizam esses bens proporcionalmente ao seu uso.

Para as máquinas e equipamentos, o valor a amortizar é calculado considerando o valor inicial do bem ou valor de substituição e o valor residual, que representa 10% do valor inicial (IEADR, 1997). Tendo em consideração que a exploração possui um parque de máquinas em utilização com um valor actual médio, a amortização

corresponde ao valor médio ao longo da vida útil. A amortização horária é determinada pelo quociente entre a amortização anual e o número de horas de utilização anual.

Na conta da actividade animal considerou-se como encargos fixos as amortizações associadas à actividade, que incluem as amortizações de capital de exploração fixo vivo e capital de exploração fixo inanimado, amortização de melhoramentos fundiários e construções e a reserva para riscos não seguráveis. O cálculo das amortizações do capital de exploração fixo inanimado segue o procedimento anteriormente referido.

Os touros são os únicos animais considerados na determinação da amortização. A amortização baseou-se no valor de compra dos animais e na sua vida útil. Nas amortizações de capital fundiário benfeitorias incluiu-se as amortizações das cercas e das charcas. No capital fundiário as construções incluem-se os bebedouros de alvenaria, o estábulo e o casão.

5.3.1.4 – Indicadores económicos

Em resultado da elaboração das contas de actividade determinam-se os seguintes indicadores económicos: custo de produção completo, margem bruta, margem líquida e rentabilidade global dos factores.

Nas actividades vegetais determina-se o custo de produção completo por hectare, expresso em €/ha, através do somatório dos encargos variáveis e dos encargos fixos. Também se determina a estrutura de custos das actividades vegetais considerando as seguintes categorias: trabalho, combustíveis e lubrificantes, materiais e diversos, conservações e reparações e outros.

A margem bruta de cada actividade, expressa em €/ha, resulta da diferença entre o total dos proveitos e os encargos variáveis. A margem líquida, expressa em €/ha, resulta da diferença entre a margem bruta e os encargos fixos.

A rentabilidade global dos factores obtém-se pelo quociente entre o total de proveitos e os custos totais da actividade.

5.3.2 - Modelos de programação matemática

Para cada exploração agrícola foi desenvolvido um modelo de programação linear constituído por um conjunto de *sets*, de escalares, parâmetros e tabelas, de variáveis, de funções analíticas e de restrições que, resolvido em linguagem de programação GAMS (General Algebraic Modeling System), maximiza a margem líquida da exploração, determina o impacte ambiental do uso da terra e quantifica o trade-off entre critérios económicos e ambientais do sistema de produção.

Procedeu-se à calibração de cada modelo para reproduzir o plano de produção actual de cada empresa traduzido nos valores apresentados para o cenário base.

5.3.2.1 - Modelo desenvolvido para a exploração mista

A estrutura matemática do modelo é a seguinte:

$$Z = \sum (j, MLQ(j) \times X(j)) + \sum (bv, MLA(bv) \times Y(bv)) - 20 \times \text{alug}$$

Esta equação representa a função objectivo do modelo e corresponde à maximização da margem líquida da exploração.

A margem líquida da exploração resulta do somatório das margens líquidas das actividades vegetais e da margem líquida da actividade animal e subtraindo o valor total do aluguer de pastagem natural.

$$SBV = \sum (j, SBQ(j) \times X(j)) + \sum (bv, SBA(bv) \times Y(bv))$$

Esta equação representa o total de subsídios concedidos à exploração. O total de subsídios resulta do somatório dos subsídios das actividades vegetais incluindo o *set aside* e os prémios atribuídos aos animais.

$$\sum (jp, X(jp)) \leq \text{SAU}$$

Esta equação representa a restrição terra no modelo, indicando a dimensão física máxima da exploração.

$$\text{Alug.up} = 50$$

Esta restrição adicional representa o máximo de terra (pastagem natural) alugada.

$$\sum (j_p, 0,1 \times X(j_p)) \leq X("st")$$

Com esta equação é calculada a área de *set aside* da exploração que obrigatoriamente o agricultor tem de cumprir pela área que semeia com trigo mole, aveia e trigo duro.

$$\text{Balan}(p) \sum (j, \text{PA}(j,p) \times X(j) + \text{FENO}(j,p) + \text{GRÃO}(j,p)) + \text{alug} \times \text{pa}('pn',p) - \sum (\text{bv}, Y(\text{bv}) \times \text{nbv}(\text{bv},p)) > 0$$

Esta equação determina se as disponibilidades em Ufs da exploração são suficientes para satisfazer as necessidades do efectivo animal.

$$1\text{feno}(j) \sum (p, \text{feno}(j,p)) = \text{fe}(j) \times X(j)$$

Esta equação determina a quantidade de feno e palha utilizadas na alimentação animal

$$1\text{grão}(j) \sum (p, \text{grão}(j,p)) = \text{gr}(j) \times X(j)$$

A quantidade de grão utilizada na alimentação animal é determinada segundo a equação anterior.

$$\sum (j, \text{BNQ}(j) \times X(j)) \leq \text{BNV}$$

Esta equação determina o balanço de azoto da exploração

$$\sum (j, \text{IEQ}(j) \times X(j)) \leq \text{IEV}$$

Esta equação determina o *input* de energia da exploração

$$\sum (j, \text{GWQ}(j) \times X(j)) \leq \text{GWV}$$

Esta equação determina as emissões de gases de efeito de estufa da exploração

$$\sum (j, \text{ACQ}(j) \times X(j)) \leq \text{ACV}$$

Esta equação determina a acidificação potencial da exploração

$$\sum (j, EUQ(j) \times X(j)) \leq EUV$$

Esta equação determina a eutrofização potencial da exploração

$$\sum (j, E95Q(j) \times X(j)) \leq E95V$$

Esta equação calcula o impacto ambiental da exploração medido pelo Eco-indicador 95.

Foram também incluídas restrições adicionais para definição de folhas de cultura na rotação e de áreas de olival e pastagem melhorada. A área ocupada por cada actividade incluída na rotação de culturas (trigo mole, aveia, aveia x vícia, trigo duro e azevém) é no máximo de 22 ha. Para o olival restringe-se a 16 ha a área possível de ser ocupada. A área de pastagem natural e pastagem melhorada tem de ser superior a 50 ha.

Variáveis

- Z margem líquida da exploração em €
- X(j) nível de actividade vegetal (ha);
- Y(bv) actividade animal;
- SBV total de subsídios em €;
- Feno (j,p) consumo de feno e palha em Ufs;
- Grão(j,p) consumo de grão;
- Alug aluguer de pastagem
- BNV balanço de azoto na exploração (Kg de N)
- IEV *input* energético na exploração (GJ)
- GWV gases de efeito de estufa na exploração (Kg CO₂eq/ha)
- ACV acidificação potencial na exploração (Kg SO₂eq/ha)
- EUV eutrofização potencial na exploração (Kg PO₄eq/ha)
- E95V Eco-indicador 95 na exploração (Pt/ha)

Sets

- J identificação das actividades vegetais efectuadas na exploração: trigo mole, aveia, aveia x vícia, trigo duro, azevém, pastagem natural, pastagem melhorada, olival, *set-aside*

- jp (j) identificação das actividades sujeitas a pousio obrigatório: trigo mole, aveia, trigo duro e *set-aside*
- Bv identificação das actividades pecuárias
- p períodos da alimentação animal

Escalares, parâmetros e tabelas

A disponibilidade de terra em hectares, correspondendo à SAU da exploração (212 ha) é o único escalar do modelo.

- MLQ (j) margem líquida (€/ ha) para cada actividade vegetal
- MLA (bv) margem líquida, em €, para a actividade animal
- SBQ (j) subsídio (€/ ha) para cada actividade vegetal
- SBA (bv) prémios para os animais
- FE(j) fenos e palhas em UF por ha
- GR(j) grão de aveia em UF por ha

Para cada actividade vegetal

- BNQ (j) balanço do azoto em KgN/ha
- IEQ (j) *input* de energia em GJ/ha
- GWQ (j) emissão de gases de efeito de estufa em Kg CO₂eq/ha
- ACQ (j) acidificação potencial em Kg SO₂eq/ha
- EUQ (j) eutrofização potencial em Kg PO₄eq/ha
- E95 (j) Eco-indicador 95 em Pt/ha

A matriz simplificada que representa a estrutura do modelo de programação linear desenvolvido para a exploração mista apresenta-se no Quadro 5.7

O modelo inclui actividades de produção, apresentadas nas colunas e restrições apresentadas nas linhas da matriz.

As actividades englobam as actividades vegetais (trigo mole, aveia, aveia x vicia, trigo duro, azevém, pastagem natural, pastagem melhorada, *set-aside* e olival) e actividade animal (produção de bovinos).

Quadro 5.7 - Matriz simplificada do modelo de programação linear para a exploração mista

Actividades														
Restrições	Produção de culturas de animais	Produção de Animais	Set-aside	Subsídio	Aluguer de pastagem	Consumo alimentos produzidos na exploração em UFs	Balanco de azoto	Input de energia	Gases efeito estufa	Acidificação	Eutrofização	Eco 95	Sinal da restrição	Termos Indep.
Função objectivo	MLQ _j	MLA _{bv}		SBQ _j	-20								Max	Z
Subsídios	SBQ _j	SBA _{bv}		-1									=	0
Exigência de terra	+1		+1		-1								≤	b
Balanco Alimentar em UFs (por perfodos)	PA _{jp}	-nbv			pa _{pn}	1							≥	0
Feno e Grão	FE _{jp} GR _{jp}					-1							≥	0
Set-aside	0,1		-0,9										=	0
Balanco azotado (Kg N/ha)	BNQ _j						-1						=	0
Inputs de energia (GJ/ha)	IEQ _j							-1					=	0
Gases de efeito estufa (Kg CO2eq/ha)	GWQ _j								-1				=	0
Acidificação (Kg SO2 eq/ha)	ACQ _j									-1			=	0
Eutrofização (Kg PO4eq/ha)	EUQ _j										-1		=	0
Eco 95 (Pt/ha)	E95Q _j											-1	=	0

O modelo foi desenvolvido para a situação actual da empresa (cenário base), no quadro da Agenda 2000, satisfazendo as exigências de ecocondicionalidade, nomeadamente, a obrigatoriedade de deixar em *set-aside* (Reg. EU 1251/99) 10% da área com culturas motivo de ajuda.

Com o objectivo de analisar os efeitos da alteração da política agrícola no âmbito da reforma da PAC de 2003, criou-se um cenário alternativo, designado por cenário A. Procedeu-se à adaptação do modelo para incluir as condicionantes de política agrícola associadas à introdução do RPU. Nas margens líquidas das actividades cerealíferas deduziu-se o subsídio, enquanto na actividade pecuária foi retirado o prémio à vaca aleitante mantendo o prémio à extensificação.

5.3.2.2 - Modelo desenvolvido para a exploração de culturas arvenses

A estrutura matemática do modelo desenvolvido para a exploração de culturas arvenses é a seguinte:

$$Z = \sum (j, MLQ(j) \times X(j))$$

Esta equação representa a função objectivo do modelo e corresponde à maximização da margem líquida da exploração. A margem líquida da exploração resulta do somatório da margem líquida das actividades.

$$SBV = \sum (j, SBQ(j) \times X(j))$$

Esta equação representa o total de subsídios concedidos à exploração.

O total de subsídios resulta do somatório dos subsídios das actividades vegetais incluindo o *set-aside*.

$$\sum (jp, X(jp)) \leq SAU$$

Esta equação representa a restrição terra no modelo, indicando a dimensão física máxima da exploração.

$$\sum (jp, 0,1 \times X(jp)) \leq X("st")$$

Com esta equação é calculada a área de *set-aside* da exploração que obrigatoriamente o agricultor tem de cumprir pela área que semeia com girassol, cereais e ervilha.

$$\sum (j, \text{BNQ}(j) \times X(j)) \leq \text{BNV}$$

Equação de determinação do balanço de azoto da exploração

$$\sum (j, \text{IEQ}(j) \times X(j)) \leq \text{IEV}$$

Esta equação determina o *input* de energia da exploração

$$\sum (j, \text{GWQ}(j) \times X(j)) \leq \text{GWV}$$

Equação de determinação das emissões de gases de efeito de estufa da exploração

$$\sum (j, \text{ACQ}(j) \times X(j)) \leq \text{ACV}$$

Equação de determinação da acidificação potencial da exploração

$$\sum (j, \text{EUQ}(j) \times X(j)) \leq \text{EUV}$$

Equação de determinação da eutrofização potencial da exploração

$$\sum (j, \text{E95Q}(j) \times X(j)) \leq \text{E95V}$$

Esta equação calcula o impacte ambiental da exploração medido pelo Eco-indicador 95.

Foram ainda incluídas restrições adicionais para definição de folhas de cultura na rotação e da área do olival. A área ocupada por cada actividade incluída na rotação de culturas (girassol, trigo duro 1, ervilha e trigo duro 2) é no máximo de 45,2 ha. Para o olival restringe-se a 37 ha a área possível de ser ocupada.

Variáveis

- Z margem líquida da exploração em €
- X(j) nível de actividade vegetal (ha);

- SBV total de subsídios em €;
- BNV balanço de azoto na exploração (Kg de N)
- IEV *input* energético na exploração (GJ)
- GWV gases de efeito de estufa na exploração (Kg CO₂eq/ha)
- ACV acidificação potencial na exploração (Kg SO₂eq/ha)
- EUV eutrofização potencial na exploração (Kg PO₄eq/ha)
- E95V Eco-indicador 95 na exploração (Pt/ha)

Sets

- J identificação das actividades vegetais efectuadas na exploração: girassol, trigo duro 1, ervilha, trigo duro 2, olival, *set-aside*
- jp (j) identificação das actividades sujeitas a pousio obrigatório: girassol, trigo duro 1, ervilha, trigo duro 2, *set-aside*

Escalares, parâmetros e tabelas

A disponibilidade de terra em hectares, correspondendo à SAU da exploração é o único escalar do modelo.

Para cada actividade o modelo utilizou os seguintes parâmetros:

- MLQ (j) margem líquida (€/ ha)
- SBQ (j) subsídio (€/ ha) para cada actividade vegetal
- BNQ (j) balanço do azoto em Kg N/ha
- IEQ (j) *input* de energia em GJ/ha
- GWQ (j) emissão de gases de efeito de estufa em Kg CO₂eq/ha
- ACQ (j) acidificação potencial em Kg SO₂eq/ha
- EUQ (j) eutrofização potencial em Kg PO₄eq/ha
- E95 (j) Eco-indicador 95 em Pt/ha

A matriz simplificada que representa a estrutura do modelo de programação linear desenvolvido para a exploração de culturas arvenses apresenta-se no Quadro 5.8. Na matriz as colunas referem-se às actividades ou variáveis ambientais e as linhas às restrições.

Quadro 5.8 - Matriz simplificada do modelo de programação linear para a exploração de culturas arvenses

Restrições	Actividades	Produção de culturas	Set-aside	Subsídio	Balanco de azoto	Input de energia	Gases efeito de estufa	Acidificação	Eutrofização	Eco 95	Sinal da restrição	Termos Indep.
Função objectivo		MLQ _j		SBQ _j							Max	Z
Subsídios		SBQ _j		-1							=	0
Exigência de terra		+1	+1								≤	b
Set-aside		0,1	-0,9								=	0
Balanco azotado (Kg N /ha)		BNQ _j			-1						=	0
Inputs de energia (GJ/ha)		IEQ _j				-1					=	0
Gases de efeito estufa (Kg CO2eq/ha)		GWQ _j					-1				=	0
Acidificação (Kg SO2 eq/ha)		ACQ _j						-1			=	0
Eutrofização (Kg PO4eq/ha)		EUQ _j							-1		=	0
Eco 95 (Pt/ha)		E95Q _j								-1	=	0

O modelo foi desenvolvido para a situação actual da exploração, que utiliza a tecnologia convencional de mobilização de solo, que constitui o cenário base.

Nesta exploração são desenvolvidos dois cenários alternativos à situação de base. O Cenário 1, no âmbito da Agenda 2000 decorrente da aplicação da sementeira directa em alternativa à tecnologia convencional de mobilização de solo e o cenário 2, decorrente da alteração da política agrícola introduzida pela Reforma da PAC de 2003.

No âmbito da Agenda 2000 a tecnologia de sementeira directa é uma medida com apoio financeiro, abrangida pelas Medidas Agro-ambientais incluída no conjunto de medidas de acção do Grupo I com objectivos específicos de protecção e melhoria do ambiente, dos solos e da água.

A utilização da tecnologia de sementeira directa pode assim ser uma alternativa interessante para o agricultor, não só em termos económicos mas também em termos ambientais.

No sentido de estudar os efeitos económicos e ambientais da tecnologia de mobilização de solo, desenvolveu-se um cenário, que passaremos a designar por cenário 1, permitindo ao modelo a possibilidade, para cada cultura arvense, de escolher entre a tecnologia de sementeira directa e a tecnologia convencional de mobilização de solo para a sementeira.

Assim, os indicadores económicos das actividades realizadas com a tecnologia de sementeira directa, incluindo os subsídios, bem como os diferentes indicadores ambientais das referidas actividades são incorporados no modelo.

O cenário 2 introduz na exploração a aplicação do Regime de Pagamento Único (RPU), instituído na sequência da Reforma Intercalar da PAC de 2003, que altera o sistema de apoio à agricultura.

Com este objectivo o modelo inicial foi adaptado no sentido de abranger as exigências e condicionantes deste novo regime. Assim, as ajudas directas à produção de culturas arvenses são suprimidas. A ervilha beneficia de uma ajuda de 55,57€/ha. Para as culturas em sementeira directa a margem líquida inclui a respectiva ajuda agro-ambiental.

Introduziu-se o valor do RPU desligado para as culturas arvenses e para o *set-aside*, no montante determinado pelo histórico das ajudas recebidas pelo agricultor. Este novo regime prevê a modulação (redução no total dos pagamentos directos) a realizar de forma faseada ao longo dos anos. No modelo utilizado assumimos o valor da modulação na fase final, ou seja, foi aplicada uma redução de 5% ao valor do pagamento directo acima de 5000 €.

O desligamento é incorporado no modelo como um prémio uniforme atribuído à exploração. A maximização da margem líquida não depende do nível deste prémio uniforme. Matematicamente a maximização do programa é equivalente a um programa no qual a quantidade total de subsídio é um termo constante igual ao valor do prémio uniforme.

CAPÍTULO 6 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são apresentados e discutidos em duas partes. A primeira parte incide sobre a avaliação ambiental das principais actividades vegetais desenvolvidas nas duas explorações. Os valores determinados são comparados, sempre que possível com os referidos na bibliografia, no sentido de apreciar a sua validade e de os comparar (*benchmark*) cientificamente para posterior inclusão nos modelos de programação linear desenvolvidos.

Na segunda parte, no âmbito da avaliação económica, são apresentados os resultados referentes aos custos de produção, à margem bruta, à margem líquida e à rentabilidade global dos factores das actividades vegetais e os resultados dos modelos desenvolvidos para avaliar e analisar o *trade off* dos efeitos económicos e ambientais da PAC na margem líquida e na performance ambiental das duas explorações estudadas.

6.1 - Avaliação ambiental de actividades vegetais

A avaliação ambiental incidirá em primeiro lugar nas actividades vegetais da exploração mista, vocacionada para a produção de carne em regime extensivo complementada com produção cerealífera, englobando três cereais (trigo mole, aveia e trigo rijo) e duas culturas forrageiras destinadas à alimentação animal (aveia x vicia e azevém), tendo por base a tecnologia de produção utilizada nesta exploração.

Posteriormente são apresentados os resultados ambientais das actividades vegetais da exploração de culturas arvenses (girassol, trigo rijo e ervilha), utilizando duas tecnologias de mobilização de solo: a mobilização convencional e a sementeira directa.

6.1.1 - Avaliação ambiental de cereais e forragens da exploração mista

Em primeiro lugar serão apresentados e discutidos os resultados do balanço e eficiência do azoto, do balanço energético e eficiência de energia e, posteriormente, os relativos à análise do ciclo de vida.

6.1.1.1 - Balanço azotado e eficiência do azoto de cereais e forragens da exploração mista

Para cada cultura procedeu-se à determinação do *input* e do *output* de azoto de forma a calcular-se o balanço azotado, pela diferença entre o *input* e o *output*, e a eficiência azotada, pelo quociente entre *output* e *input*. Os resultados são apresentados no quadro 6.1.

Quadro 6.1 – Balanço azotado e eficiência do azoto de cereais e forragens da exploração mista

	<i>Input</i> (Kg/ha)	<i>Output</i> (Kg/ha)	Balanço (Kg/ha)	Eficiência do azoto (%)
Trigo Mole	128,2	52,5	75,7	41
Trigo Rijo	137,4	57,7	79,7	42
Aveia	64,3	40,9	23,4	64
Aveia x Vícia	97,7	77,3	20,4	79
Azevém	52,9	50,6	2,3	96

Nas culturas cerealíferas, reflectindo a maior ou menor fertilização azotada utilizada, determinaram-se *inputs* azotados superiores no trigo rijo e no trigo mole, culturas que receberam mais do dobro do azoto fornecido à aveia.

Entre as culturas forrageiras o *input* azotado da aveia x vícia foi superior ao determinado no azevém (mais 44,8 Kg/ha), devido, por um lado, à maior adubação e, por outro lado, à fixação atmosférica de azoto pela vícia.

Como seria de esperar, tendo em consideração o teor em azoto e a produtividade das culturas, o valor mais elevado de *output* de azoto foi determinado na aveia x vícia (77,3 Kg de N/ha) e o mais baixo na aveia (40,9 Kg de N/ha).

Como consequência do exposto anteriormente, determinaram-se balanços azotados superiores nos cereais, principalmente nas culturas de trigo, indiciadoras de um fornecimento azotado superior ao necessário. Pelo contrário, na cultura do azevém

foi determinado um excesso de azoto de apenas 2,3 Kg de N/ha, conforme facilmente se pode observar no Gráfico 6.1.

Gráfico 6.1 – Balanço azotado de cereais e forragens da exploração mista (KgN/ha)

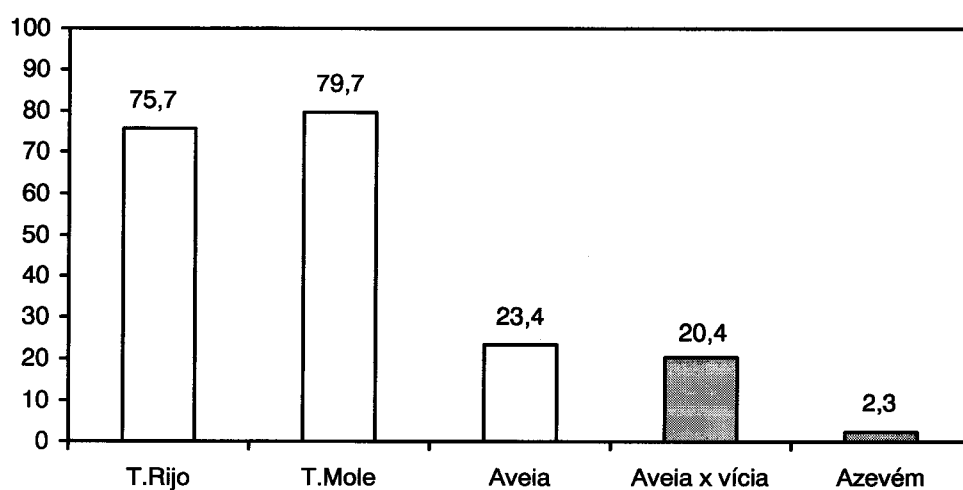
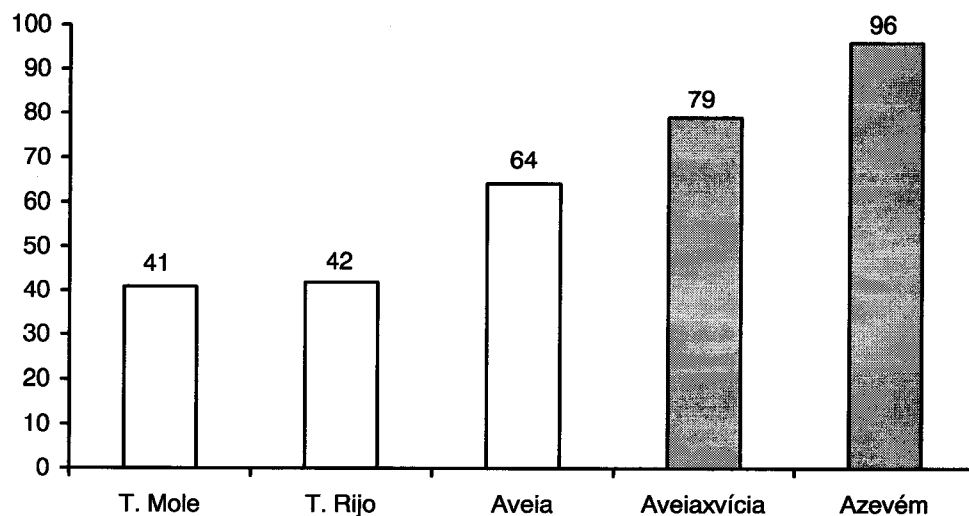


Gráfico 6.2 – Eficiência azotada de cereais e forragens da exploração mista (%)



Reflectindo, parcialmente os balanços azotados, as actividades com eficiências azotadas mais elevadas foram as culturas forrageiras, tendo-se determinado valores de 96% e de 79%, respectivamente para o azevém e a aveia x vicia (Gráfico 6.2). Os

cereais apresentaram eficiências mais baixas, variando entre 41% (trigo mole) e 64% (aveia).

6.1.1.2 - Balanço energético e eficiência da energia de cereais e forragens da exploração mista

O *input* e o *output* energético, o balanço energético determinado pela diferença entre o *output* e o *input*, e a eficiência determinada pelo quociente entre o balanço energético e o *input* de energia foram os indicadores determinados na análise energética das actividades vegetais.

6.1.1.2.1 – *Input* energético de cereais e forragens da exploração mista

As culturas cerealíferas consumiram mais energia por hectare que as culturas forrageiras (Quadro 6.2) Entre os cereais o menor consumo energético foi determinado para a aveia (8,45 GJ/ha). O trigo mole consumiu mais 3,07 GJ/ha e o trigo rijo mais 3,54 GJ/ha. A diferença entre as culturas de trigo foi de 0,47 GJ/ha.

Quadro 6.2 – Balanço energético e eficiência da energia por actividade

	Output (GJ/ha)	Input (GJ/ha)	Balanço (GJ/ha)	Eficiência
Trigo Mole	71,88	11,52	60,35	5,24
Trigo Rijo	66,15	11,99	54,16	4,52
Aveia	68,15	8,45	59,71	7,07
Aveia x Vícia	65,62	6,59	59,02	8,95
Azevém	57,48	5,02	52,46	10,46

Relativamente à aveia, o azevém necessitou de menos 3,43 GJ/ha, enquanto a cultura da aveia x vícia consumiu menos 1,86 GJ/ha. Entre as culturas forrageiras

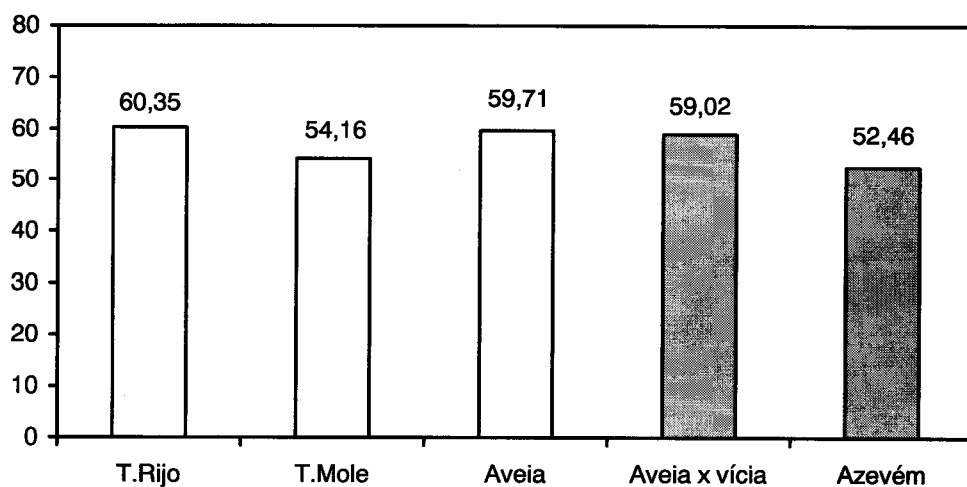
determinou-se uma diferença de 1,57 GJ/ha, significando que a aveia x vicia consumiu mais 31,5% de energia que a cultura do azevém.

6.1.1.2.2 - Balanço energético de cereais e forragens da exploração mista

Os *outputs* energéticos das culturas cerealíferas foram superiores aos das culturas destinadas à alimentação animal, tendo-se determinado valores de 71,88, 68,15 e 66,15 GJ/ha, respectivamente para a cultura do trigo mole, da aveia e do trigo rijo. O *output* ligeiramente superior da aveia comparativamente ao do trigo rijo derivou do maior conteúdo em energia bruta do grão de aveia (17,5 MJ/Kg contra 16,1 MJ/Kg no trigo rijo), que compensou a menor produtividade desta cultura (1800 Kg/ha contra 2100 Kg/ha no trigo rijo).

Para a aveia x vicia determinou-se um valor de 65,62 GJ/ha, valor não muito inferior ao determinado para o trigo rijo, enquanto para o azevém se determinou um valor de 57,48 GJ/ha.

Gráfico 6.3 – Balanço energético de cereais e forragens da exploração mista (GJ/ha)



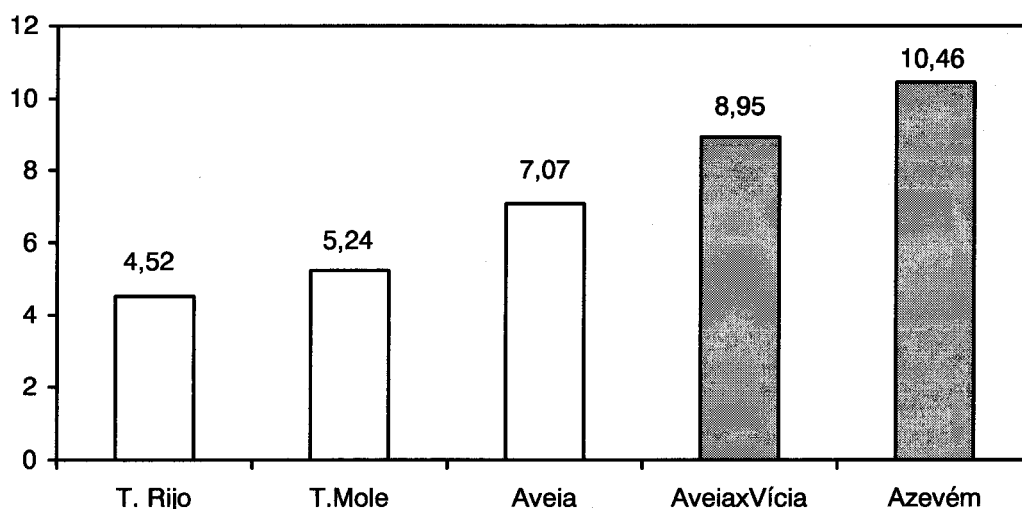
Como consequência natural dos *inputs* e *outputs* energéticos o balanço energético variou entre 52,46 GJ/ha, para o azevém e 60,35 GJ/ha para o trigo mole, não

se verificando uma clara separação entre as culturas cerealíferas e as forrageiras, conforme se apresenta no gráfico 6.3.

6.1.1.2.3 - Eficiência da energia de cereais e forragens da exploração mista

No que diz respeito à eficiência energética (quociente entre o balanço de energia e o *input* de energia), as culturas destinadas à alimentação animal apresentaram valores mais elevados do que os determinados para os cereais, conforme se pode visualizar no gráfico 6.4.

Gráfico 6.4 – Eficiência energética de cereais e forragens



Entre os cereais a eficiência energética foi mais baixa para o trigo rijo e trigo mole (4,52 e 5,24) melhorando ligeiramente na aveia (7,07). Entre as culturas forrageiras determinou-se uma eficiência energética ligeiramente superior no azevém (10,46 contra 8,95 na aveia x vícia).

As eficiências energéticas mais elevadas do azevém e da aveia x vícia podem ser justificadas, por um lado, pelos relativamente elevados *outputs* e, por outro lado, pelos relativamente moderados *inputs*, enquanto a baixa eficiência energética dos trigos

poderá ser grandemente explicada pelos relativamente elevados *inputs* de energia, associados à utilização de combustíveis e de fertilizantes.

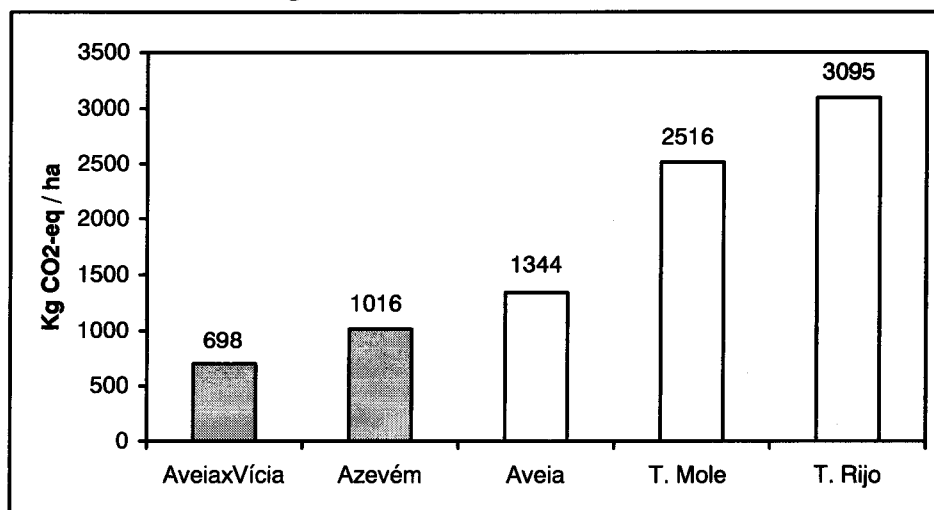
6.1.1.3 - Avaliação ambiental através da análise do ciclo de vida de cereais e forragens

A avaliação ambiental de forragens e cereais através da metodologia da análise do ciclo de vida recorrendo ao programa informático *SimaPro* 6.0, abordará em primeiro lugar os valores absolutos das categorias ambientais referentes aos gases de efeito de estufa, acidificação e eutrofização e, posteriormente, os resultados referentes ao impacto ambiental global determinado pelo Eco-indicador 95.

6.1.1.3.1 - Gases com efeito de estufa

As emissões de gases com efeito de estufa foram superiores nas culturas cerealíferas e de forma mais marcada nos trigos, conforme se pode observar no gráfico 6.5.

Gráfico 6.5 - Emissão de gases de efeito de estufa (Kg CO₂ eq./ha) de cereais e forragens



A aveia x vícia foi a actividade que originou menor quantidade de emissões de gases de efeito de estufa, tendo-se determinado um valor de 698 Kg CO₂ equiv./ha. O azevém originou mais 318 Kg de CO₂ equiv./ha que a aveia x vícia.

Os cereais foram as actividades que originaram maiores emissões de gases de efeito de estufa, tendo-se determinado valores moderados para a aveia (1344 Kg de CO₂ equiv./ha) e relativamente elevados para os trigos. O trigo rijo foi a actividade com emissões mais elevadas (3095 Kg de CO₂ equiv./ha) registando mais 23% do que o trigo mole, mais do dobro das emissões originadas pela aveia e quatro vezes mais que o valor de emissão da aveia x vícia.

As diferenças entre cereais e forragens em termos de emissões de gases de efeito de estufa, podem ser explicadas pelas diferentes máquinas utilizadas (combustíveis e lubrificantes) nas operações culturais, nomeadamente nas operações de mobilização do solo, da produção e aplicação de fertilizantes, de pesticidas, etc. e, ainda, da oxidação do carbono orgânico contido no solo (West e Marland, 2002).

A aplicação da análise do ciclo de vida aos produtos agrícolas não é uniforme podendo variar consoante o objectivo com que é utilizada. Para além das diferentes tecnologias de produção que poderão ser utilizadas para produção de um mesmo produto, o limite do sistema estudado, a unidade funcional adoptada e os coeficientes de energia considerados são alguns dos parâmetros que podem variar com o objectivo do estudo, dificultando a comparação entre indicadores determinados através da aplicação da análise do ciclo de vida.

6.1.1.3.2 - Acidificação

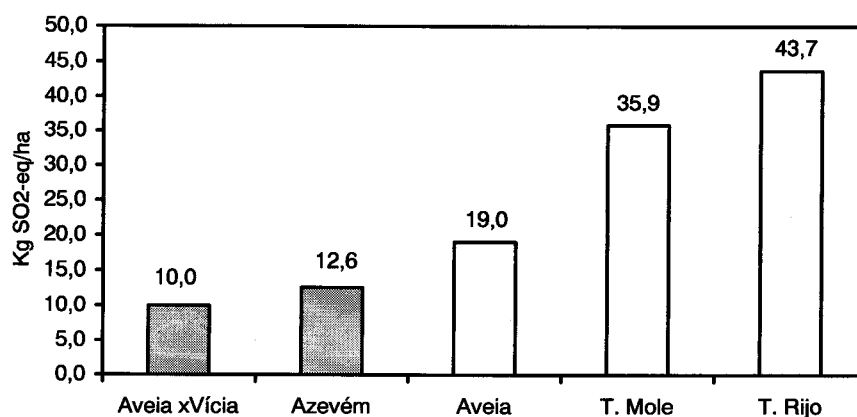
O impacte ambiental em termos de acidificação, expressa em Kg de SO₂ equiv./ha, dos cereais foi nitidamente superior ao das culturas forrageiras, conforme se pode observar no gráfico 6.6.

A aveia x vícia foi a actividade que originou uma menor acidificação (10,0 Kg de SO₂ equiv./ha), seguida do azevém com mais 2,6 Kg de SO₂ equiv./ha.

A aveia (19,0 Kg de SO₂ equiv./ha) originou quase o dobro da acidificação provocada pela aveia x vícia, mas nitidamente inferior à determinada para o trigo mole e para o trigo rijo, respectivamente com 35,9 e 43,7 Kg de SO₂ equiv./ha.

As diferenças entre os níveis de emissão verificados entre as culturas cerealíferas e as culturas forrageiras podem ser explicadas, em grande parte, pela quantidade e composição de fertilizantes inorgânicos aplicados nas culturas

Gráfico 6.6 – Emissão de substâncias acidificantes (Kg SO₂ equiv./ha) de cereais e forragens



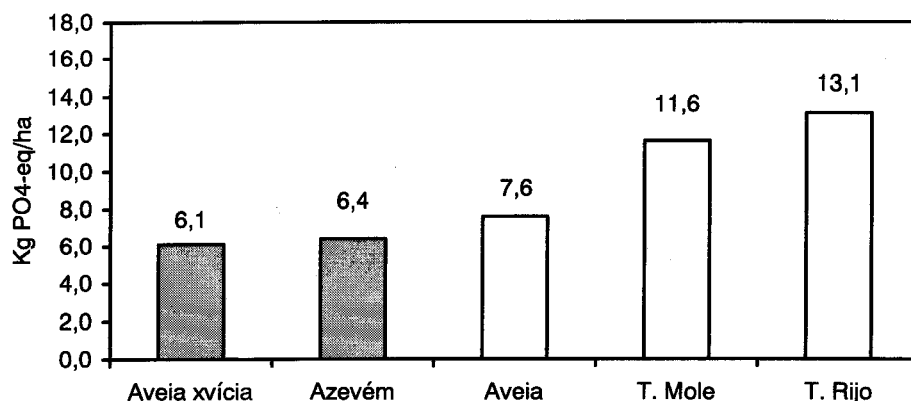
6.1.1.3.3 – Eutrofização

O impacto ambiental em termos de eutrofização, expressa em Kg de PO₄ equiv./ha, dos cereais foi nitidamente superior ao das culturas forrageiras, conforme se pode observar no gráfico 6.7.

De forma idêntica ao verificado nos gases de efeito de estufa e na acidificação, também na emissão de substâncias eutrofizantes os valores mais baixos foram determinados nas culturas destinadas à alimentação animal. Observou-se uma menor amplitude de variação entre as culturas, que nas categorias anteriores.

Os valores da aveia x vícia e do azevém foram semelhantes (6,1 e 6,4 Kg de PO₄ equiv/ha). Comparativamente ao valor médio destas culturas, a aveia originou mais 1,3 Kg de PO₄ equiv/ha, o trigo mole mais 5,3 Kg de PO₄ equiv/ha e o trigo rijo mais do dobro.

Gráfico 6.7 – Emissão de substâncias eutrofizantes (Kg de PO₄ equiv./ha) de cereais e forragens



6.1.1.3.4 - Eco-indicador 95

O eco-indicador 95 exprime num único valor a informação ponderada e agregada das categorias de impacto ambiental que pretendem avaliar a degradação do ecossistema, os riscos para a saúde humana e o aumento marginal de mortalidade.

A degradação do ecossistema associa-se às categorias de impacto ambiental de gases de efeito de estufa, acidificação e eutrofização.

Os riscos para a saúde estão associados às categorias de impacto ambiental de *smog* de Inverno e *smog* de Verão, enquanto o aumento marginal da mortalidade está associado ao impacto ambiental da camada de ozono, metais pesados e carcinogénicos.

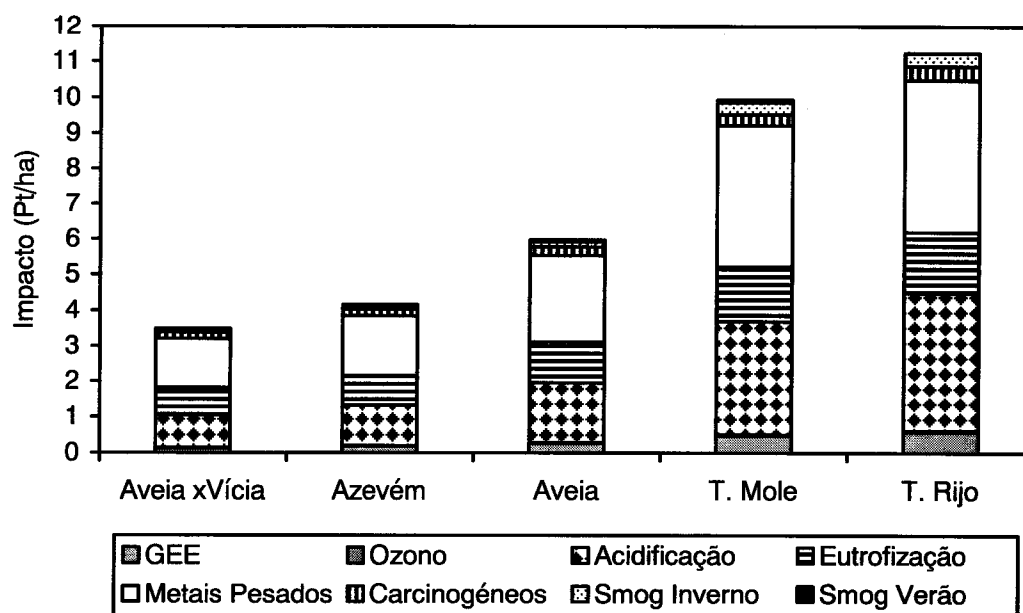
Os valores referentes ao Eco-indicador 95 e às diferentes categorias ambientais que o integram da aveia x vicia e do azevém não foram muito diferentes entre si, e claramente inferiores aos dos cereais, conforme se pode observar no Quadro 6.3.

Os valores indicados para os cereais foram determinados pela soma do impacte ambiental da produção de grão e da produção de palha por hectare. A aveia, de entre as culturas cerealíferas foi a que apresentou uma performance ambiental melhor (5,97 Pt), enquanto o trigo rijo foi a actividade com impacte ambiental mais acentuado (11,31 Pt), tendo o trigo mole uma performance ambiental intermédia (9,94 Pt).

Quadro 6.3 – Impacte ambiental de cereais e de forragens determinado pelo método do Eco-indicador 95 (Pt/ha)

	Aveia x Vícia	Azevém	Aveia	Trigo Mole	Trigo Rijo
EI 95	3,49	4,15	5,97	9,94	11,31
Efeito de Estufa	0,13	0,19	0,27	0,48	0,58
Camada de Ozono	0,01	0,01	0,02	0,02	0,03
Acidificação	0,89	1,12	1,67	3,19	3,88
Eutrofização	0,79	0,84	1,16	1,52	1,71
Metais Pesados	1,39	1,68	2,40	4,01	4,28
Carcinógenos	0,18	0,19	0,25	0,30	0,39
Smog de Inverno	0,06	0,09	0,14	0,33	0,36
Smog de Verão	0,04	0,04	0,06	0,08	0,08

Gráfico 6.8 – Contribuições padronizadas do Eco-indicador 95 de cereais e forragens (Pt/ha)



As categorias ambientais que mais contribuíram para o valor do Eco-indicador 95 foram os metais pesados, a acidificação, a eutrofização e os gases de efeito de estufa conforme se pode observar no gráfico 6.8.

Em termos percentuais, os danos ambientais originados pelos metais pesados contribuíram entre 33,2% e 40,5%, a acidificação entre 21,7% e 34,3%, a eutrofização entre 15,1% e 31,3% e os gases de efeito de estufa entre 3,7% e 6,5% do impacte ambiental global aferido pelo Eco-indicador 95.

Os danos ambientais relacionados com os carcinogéneos, a depleção da camada de ozono, a formação de *smog* de Inverno e de *smog* de Verão tiveram uma expressão muito diminuta.

6.1.1.3.5 - Eco-indicador 99

Os valores referentes ao Eco-indicador 99 e às diferentes categorias ambientais que o integram apresentam-se no Quadro 6.4.

A melhor performance ambiental foi determinada para o azevém e a aveia x vícia (85,9 Pt/ha, para ambas as culturas), pelo que tal como o determinado no Eco-indicador 95, as culturas forrageiras tiveram um impacte ambiental nitidamente inferior ao determinado para os cereais.

Quadro 6.4 - Impacte ambiental de cereais e de forragens determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)

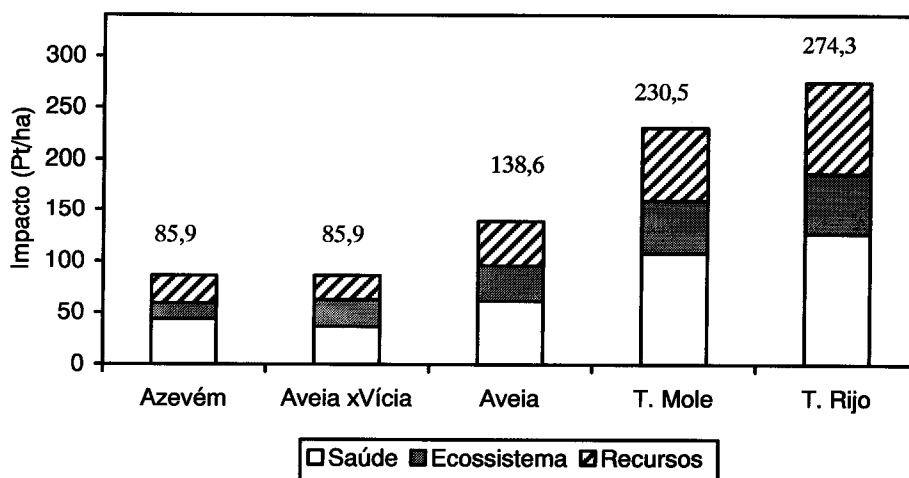
	Saúde humana (Pt/ha)	Qualidade dos ecossistemas (Pt/ha)	Recursos (Pt/ha)	Eco-indicador 99 (Pt/ha)
Aveia x vícia	36,5	26,3	23,1	85,9
Azevém	43,7	15,4	26,7	85,9
Aveia	61,6	34,2	42,9	138,6
Trigo Mole	108,1	51,4	71,1	230,5
Trigo Rijo	127,0	59,8	87,5	274,3

A aveia foi de entre as culturas cerealíferas a que teve uma performance ambiental melhor (mais 52,7 Pt/ha que as culturas forrageiras), enquanto o trigo rijo foi a actividade com pior impacte ambiental (mais 188,4 Pt/ha), tendo o trigo mole uma performance intermédia (mais 144,6 Pt/ha).

No que diz respeito às categorias de danos ambientais que integram o Eco-indicador 99, a análise do quadro 6.4 permite evidenciar, que nas três categorias consideradas, saúde humana, qualidade dos ecossistemas e utilização de recursos, as culturas forrageiras originaram impactes ambientais inferiores aos dos cereais.

A expressão em termos percentuais das contribuições padronizadas demonstrou a grande importância dos danos ambientais associados à saúde humana em todas as culturas estudadas. Esta categoria agregando os impactes ambientais relacionados com a camada de ozono, a radiação, as alterações climáticas, os problemas respiratórios e a carcinogenia, representou entre 42,5% (aveia x vicia) e 50,9% (azevém) do impacte ambiental global.

Gráfico 6.9 - Impacte ambiental de cereais e de forragens determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)



Os danos ambientais relacionados com os recursos representam entre 26,8% (aveia x vicia) e 31,9% (trigo rijo), enquanto os danos ambientais relacionados com a qualidade dos ecossistemas representam entre 18,0% (azevém) a 30,7% (aveia x vicia) do impacte ambiental global, conforme se pode visualizar no gráfico 6.9.

A aplicação da análise do ciclo de vida às actividades agrícolas é relativamente recente, nomeadamente utilizando o Eco-indicador 95 e o Eco-indicador 99, pelo que são escassos os resultados na bibliografia.

6.1.1.4 – Síntese da avaliação ambiental de cereais e forragens

A globalidade dos resultados referentes à avaliação de impacto ambiental evidencia que as culturas forrageiras tiveram melhores performances ambientais em todos os indicadores de impacto ambiental utilizados, que os cereais (Quadro 6.5).

Quadro 6.5 - Indicadores utilizados na avaliação ambiental de cereais e de forragens

	Azevém	Aveia x vícia	Aveia	T. Mole	T. Rijo
Balanço azotado (KgN/ha)	2,3	20,4	23,4	75,7	79,7
Eficiência de azoto (%)	96	79	64	41	42
<i>Input</i> energético (GJ/ha)	5,02	6,59	8,45	11,52	11,99
Balanço energético (GJ/ha)	52,46	59,02	59,71	60,35	54,16
Eficiência energética	10,46	8,95	7,07	5,24	4,52
Gases de Efeito Estufa (Kg CO ₂ eq./ha)	1016	698	1344	2516	3095
Acidificação (Kg SO ₂ eq./ha)	12,6	10,0	19,0	35,9	43,7
Eutrofização (Kg PO ₄ eq./ha)	6,4	6,1	7,6	11,6	13,1
Eco-indicador 95 (Pt/ha)	4,2	3,5	6,0	9,9	11,3
Eco-indicador 99 (Pt/ha)	86,0	86,0	138,4	232,8	274,3

Em cinco indicadores utilizados a aveia x vícia teve impactos inferiores ao do azevém, mas noutros quatro indicadores foi esta cultura que teve melhores performances. O impacto ambiental determinado pelo método do Eco-indicador 99 para estas duas culturas forneceu valores iguais.

Entre os cereais a hierarquização foi mais nítida, já que a aveia obteve as melhores performances ambientais em todos os indicadores utilizados, à exceção do balanço energético. O trigo rijo apresentou os impactos mais acentuados à exceção do balanço e da eficiência da energia e, conseqüentemente, o trigo mole teve na generalidade dos indicadores performances intermédias.

A informação fornecida pelo balanço azotado e pela eficiência do azoto é semelhante, uma vez que as actividades geradoras de balanços azotados superiores (indiciadoras de maior excesso de azoto fornecido) são aquelas onde a eficiência azotada é menor. Em virtude da maior simplicidade de determinação do balanço azotado parece-nos preferível a sua utilização deste indicador como instrumento de gestão para estimar o risco ambiental associado à utilização de azoto ao nível da exploração agrícola.

Tendo em consideração os diferentes parâmetros determinados na análise energética, parece-nos que o parâmetro que reflecte de uma forma mais consistente o impacte ambiental das actividades será o consumo de energia (*input*). Os valores relativos ao balanço energético também foram concordantes com a maioria dos outros indicadores de impacte ambiental utilizados. Estes indicadores de determinação não muito difícil foram consistentes com o impacte global determinados pelos Eco-indicadores 95 e 99.

A eficiência energética também poderá caracterizar o desempenho ambiental das actividades vegetais embora de forma menos precisa e necessitando de maior volume de informação para o seu cálculo, que o requerido pelo *input* energético.

Os resultados referentes aos Eco-indicadores 95 e 99, revelaram-se consistentes entre si atribuindo aos cereais um impacte ambiental nitidamente superior ao das culturas forrageiras. A ordenação do impacte ambiental dos cereais foi semelhante para os dois indicadores. Relativamente às culturas forrageiras o Eco-indicador 99 determinou impactes globais iguais, enquanto o Eco-indicador 95 permitiu a ordenação destas culturas, pelo que parece ser preferível a sua utilização.

6.1.2 – Avaliação ambiental de actividades vegetais da exploração de culturas arvenses

A avaliação ambiental de culturas arvenses utilizando a tecnologia convencional de mobilização do solo e a tecnologia de sementeira directa abrangeu o

girassol, o trigo rijo e a ervilha, incluídas na rotação de culturas praticada na exploração de culturas arvenses (girassol - trigo rijo 1 - ervilha - trigo rijo 2).

6.1.2.1 – Balanço azotado e eficiência do azoto de culturas arvenses

Para cada cultura da exploração de culturas arvenses procedeu-se à determinação do *input* e do *output* de azoto de forma a calcular o balanço azotado, pela diferença entre o *input* e o *output*, e a eficiência azotada, pelo quociente entre *output* e *input*.

No Quadro 6.6 são apresentados os resultados referentes ao *input*, *output*, balanço e eficiência de azoto.

Quadro 6.6 – Balanço azotado e eficiência do azoto de culturas arvenses

	<i>Input</i> (Kg/ha)	<i>Output</i> (Kg/ha)	Balanço (Kg/ha)	Eficiência do azoto (%)
Sistema convencional				
Girassol	5,0	22,0	-17,0	(440)
Trigo Rijo 1	105,5	82,6	22,9	78,3
Ervilha	86,0	50,3	35,7	58,5
Trigo Rijo 2	105,5	79,8	25,7	75,7
Sementeira Directa				
Girassol	5,0	18,8	-13,7	(376)
Trigo Rijo 1	118,4	82,6	35,8	69,8
Ervilha	86,0	42,7	43,2	49,8
Trigo Rijo 2	94,1	79,8	14,3	84,8

A rotação praticada e as ligeiras diferenças na fertilização, assim como, na produtividade influenciam os resultados do balanço e de eficiência do azoto.

Na cultura de girassol os balanços azotados negativos são explicados pelo facto de não se ter realizado nenhuma adubação e somente se ter considerado como *input* o azoto resultante da deposição atmosférica. O menor *output* determinado na sementeira directa deveu-se à ligeira diminuição de produtividade.

Na cultura da ervilha também não se realizou qualquer fertilização azotada, correspondendo o *input* à fixação de azoto, própria das leguminosas, e à deposição atmosférica. Determinaram-se valores de 35,7 Kg N/ha e de 43,2 Kg N/ha, respectivamente no sistema convencional e na sementeira directa. A diferença pode ser explicada pelo menor *output* verificado na sementeira directa.

Na cultura do trigo, a adopção do sistema de sementeira directa evidenciou resultados contraditórios em função da cultura que precedeu o trigo rijo. Assim, no caso do trigo rijo 1 o balanço azotado agravou-se em cerca de 12,9 Kg (passando de 22,9 para 35,8 Kg N/ha), enquanto no caso do trigo rijo a seguir à ervilha se observou uma redução de 11,4 Kg N/ha (passando de 25,7 para 14,3 Kg N/ha).

Relativamente à eficiência azotada, os valores extremamente elevados determinados para o girassol (440 e 370% respectivamente utilizando tecnologia convencional de mobilização do solo e sementeira directa) derivam do facto deste indicador ser calculado pelo quociente entre o *output* e o *input* de azoto. Como não se realizou fertilização, o *input* azotado foi muito baixo e, conseqüentemente obteve-se uma eficiência muito elevada.

Contrariamente ao verificado na exploração mista, onde as culturas com valores inferiores de balanços azotados (menos excesso de azoto) apresentavam melhores eficiências azotadas, na exploração de culturas arvenses não se verificou essa concordância.

A eficiência azotada da ervilha foi inferior à determinada para o trigo, em ambos os sistemas de mobilização do solo, muito devido aos menores *inputs* da ervilha e, sobretudo, aos maiores *outputs* do trigo.

A tecnologia de mobilização traduziu-se na diminuição da eficiência azotada da ervilha, tendo-se obtido valores de 58,5% e de 49,8%, respectivamente no sistema convencional de mobilização de solo e em sementeira directa, devido à menor produtividade.

No trigo rijo a seguir ao girassol, o sistema de sementeira directa afectou negativamente a eficiência azotada (passando de 78,3 para 69,8), ao passo que no trigo rijo a seguir à ervilha a eficiência melhorou (passando de 75,7 para 84,8), devido às diferentes fertilizações utilizadas.

6.1.2.2 - Balanço energético e eficiência da energia de culturas arvenses

A análise energética englobou a determinação do *input* de energia directa e indirecta, o balanço energético e a eficiência energética, à semelhança do efectuado na exploração mista.

6.1.2.2.1 - *Input* de energia e balanço energético

Os resultados referentes à análise energética das culturas arvenses no sistema convencional e na sementeira directa são apresentados no Quadro 6.7.

Como era esperado, os *inputs* de energia na cultura de trigo foram superiores aos determinados para o girassol e para a ervilha, em ambos os sistemas de mobilização de solo.

A adopção da tecnologia de sementeira directa, ao utilizar menos operações culturais, traduziu-se na redução do *input* energético em todas as culturas, embora de forma mais acentuada no girassol e na ervilha, culturas sem aplicação de fertilizantes.

Em ambos os sistemas de mobilização do solo os balanços de energia do girassol e da ervilha foram da mesma ordem de grandeza, mas muito inferiores aos determinados na cultura do trigo.

Quadro 6.7 – Balanço energético e eficiência da energia de culturas arvenses

	<i>Output</i> (GJ/ha)	<i>Input</i> (GJ/ha)	Balanço (GJ/ha)	Eficiência
Sistema Convencional				
Girassol	34,55	2,93	31,62	10,79
Trigo Rijo B1	95,39	11,37	84,02	7,39
Ervilha	33,51	3,81	29,70	7,80
Trigo Rijo B2	92,21	9,60	82,61	8,61
Sistema de sementeira directa				
Girassol	29,37	1,86	27,51	14,79
Trigo Rijo B1	95,39	9,24	86,15	9,32
Ervilha	30,16	2,28	27,88	12,23
Trigo Rijo B2	92,21	8,50	83,71	9,85

A adopção da tecnologia de sementeira directa traduziu-se numa ligeira melhoria do balanço energético no caso da cultura do trigo (2,13 GJ/ha para o trigo rijo 1 e de 1,10 GJ/ha para o trigo rijo 2).

Pelo contrário, no caso do girassol e da ervilha registou-se uma ligeira diminuição do balanço energético (4,11 e 1,82 GJ/ha, respectivamente).

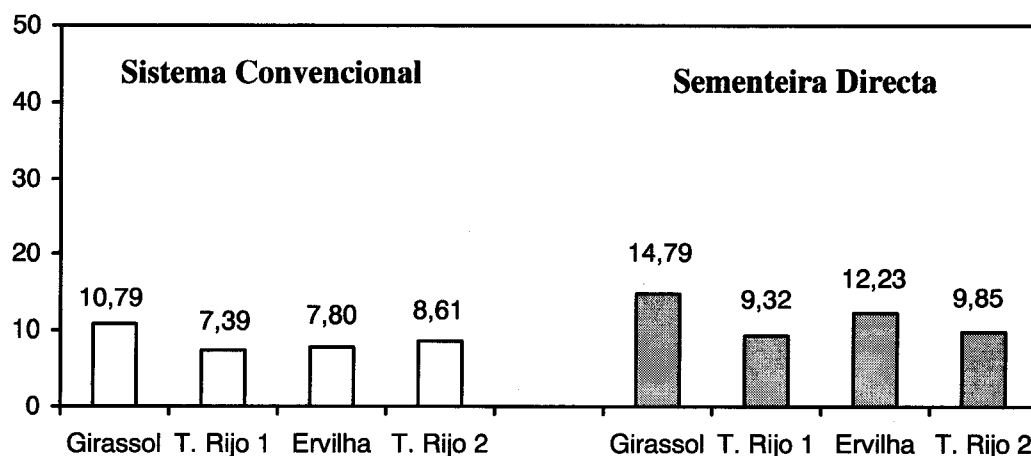
6.1.2.2.2 – Eficiência de energia

O girassol foi a cultura com melhor eficiência energética e o trigo rijo 1 a cultura com menor eficiência energética, independentemente da tecnologia de mobilização de solo utilizada.

O efeito benéfico do sistema de sementeira directa comparativamente ao sistema convencional também pode ser visualizado no Gráfico 6.10 referente à eficiência energética das diferentes culturas integrantes da rotação.

Na cultura do girassol a eficiência passou de 10,79 para 14,79, aumentando cerca de 37,1%. Na ervilha registou-se um aumento em termos absolutos de 4,43 e em termos percentuais de 56,8%.

Gráfico 6.10 – Eficiência energética de culturas arvenses



Aumentos menos significativos foram registados para a cultura do trigo rijo, tendo-se determinado aumentos absolutos de 1,93 e de 1,24, respectivamente após a cultura do girassol e da ervilha, correspondendo a aumentos percentuais de 26,1% e de 14,4%.

Em termos médios a adopção do sistema de sementeira directa possibilitou por hectare uma melhoria de eficiência energética de 2,9, o que em termos percentuais significou um aumento de 33,4%.

Estes resultados foram concordantes com o observado por Borin et al. (1997), que concluíram que a adopção de tecnologias de mobilização mínima, originava uma diminuição substancial do consumo energético (entre 32 e 57%) e que a sementeira directa se traduzia numa melhoria acentuada da eficiência energética.

6.1.2.3 - Avaliação ambiental através da análise do ciclo de vida de culturas arvenses

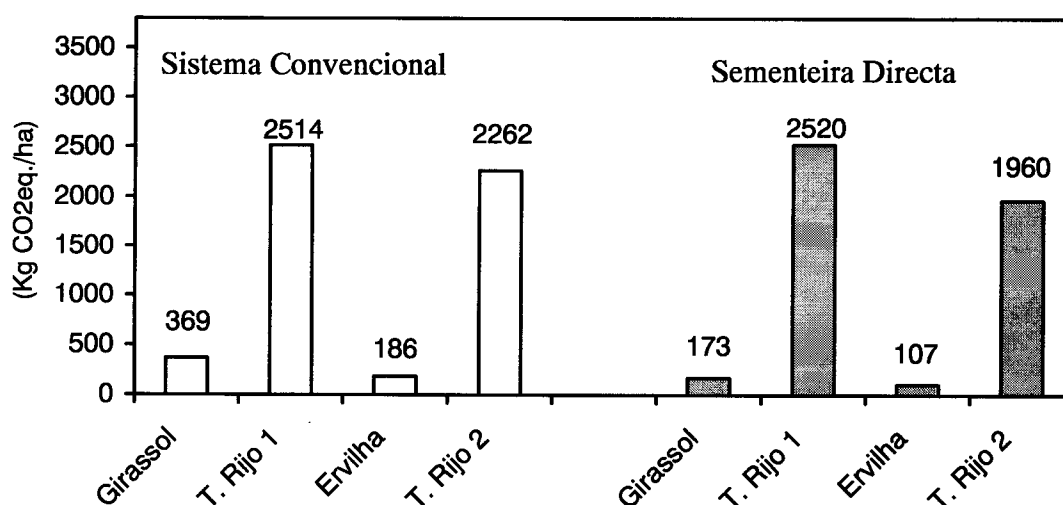
A apresentação dos resultados segue uma sequência idêntica à apresentada na avaliação ambiental de cereais e forragens: gases de efeito de estufa, acidificação, eutrofização e impacte ambiental global determinado pelo Eco-indicador 95 e pelo Eco-indicador 99.

6.1.2.3.1 – Emissão de gases com efeito de estufa

As emissões de gases com efeito de estufa originadas pela cultura do trigo (1 960 a 2 514 Kg de CO₂ equiv./ha) foram muito superiores às determinadas para a ervilha e para o girassol, independentemente da tecnologia de mobilização de solo utilizada. Em ambos os sistemas as emissões originadas pela ervilha (107 a 186 Kg de CO₂ equiv./ha) foram inferiores às do girassol (173 a 369 Kg de CO₂ equiv./ha).

A utilização da tecnologia da sementeira directa permitiu, à excepção da cultura do trigo rijo a seguir ao girassol, reduzir a emissão de gases de efeito de estufa (Kg de CO₂ equiv./ha) conforme se pode observar no gráfico 6.11.

Gráfico 6.11 - Emissão de gases de efeito de estufa de culturas arvenses (Kg de CO₂ equiv./ha)



A sementeira directa permitiu uma redução da produção de gases de efeito de estufa, de 196, 79 e 302 kg de CO₂ equiv / ha , respectivamente nas culturas do girassol, ervilha e trigo rijo a seguir à ervilha (T. rijo2), correspondendo a reduções percentuais de cerca de 47%, 58% e 13,4%. A menor redução registada na cultura do trigo rijo a seguir à ervilha, bem como os valores muito semelhantes determinados para o trigo rijo a seguir ao girassol (T. rijo 1) através do sistema convencional e com sementeira directa podem ter sido devidos aos efeitos associados à maior utilização de produtos fitossanitários na sementeira directa.

Em termos médios, o plano cultural estudado recorrendo ao sistema convencional originou uma produção de 1333 kg de CO₂ equiv/ ha, enquanto que o recurso à técnica da sementeira directa originou apenas 1190 Kg de CO₂ equiv / ha, traduzindo-se numa diminuição dos gases de efeito de estufa de cerca de 12%. Conclusão semelhante foi obtida por Koga et al., (2008) que determinaram uma redução de 17,7% das emissões de CO₂ eq./ha com a introdução de sistemas de mobilização reduzida na cultura do trigo.

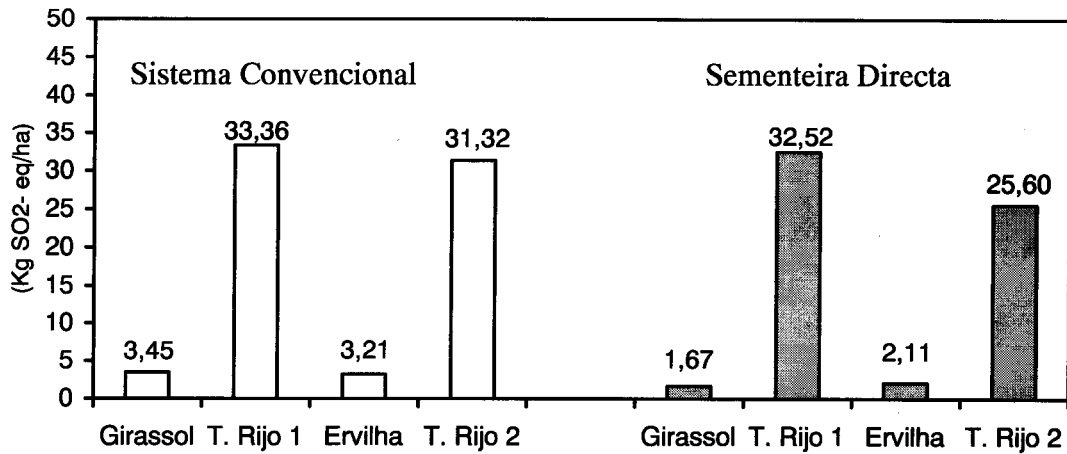
6.1.2.3.2 – Acidificação

A acidificação originada pela cultura do trigo (25,60 a 33,36 Kg de SO₂ equiv /ha) foi muito superior à determinada para a ervilha (2,11 a 3,21 Kg de SO₂ equiv /ha) e para o girassol (1,67 a 3,45 Kg de SO₂ equiv /ha), independentemente da tecnologia de mobilização de solo utilizada. Em ambos os sistemas as emissões originadas pela ervilha e pelo girassol foram muito reduzias e semelhantes entre si.

O sistema de mobilização de solo também influenciou a emissão de substâncias acidificantes, expressa em Kg de SO₂ equiv /ha, conforme se pode verificar no gráfico 6.12.

O recurso à sementeira directa traduziu-se na redução de 1,78, 0,84, 1,10 e 5,72 Kg de SO₂ equiv/ha, respectivamente no girassol, trigo rijo 1, ervilha e trigo rijo 2.

Gráfico 6.12 - Acidificação em culturas arvenses (Kg de SO₂ equiv./ha)



Em termos percentuais, as maiores reduções registaram-se nas culturas que originaram uma menor acidificação, em ambos os sistemas utilizados, como a ervilha (34%) e o girassol (52%). Na cultura do trigo essas reduções foram apenas de 2,5% e 18,3%, respectivamente no trigo rijo1 e 2.

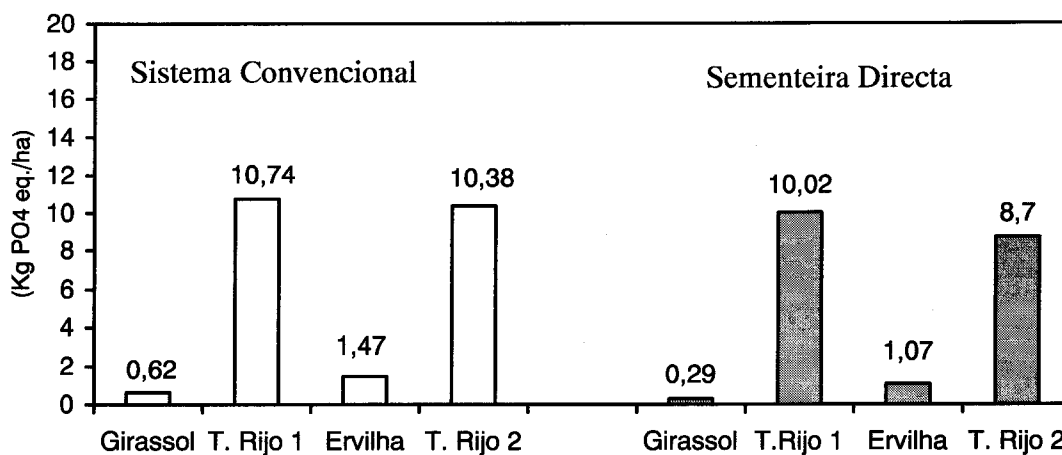
Em termos médios, o plano cultural estudado recorrendo ao sistema convencional originou uma produção média de 17,84 kg de SO₂ equiv/ha, enquanto que a tecnologia de sementeira directa originou apenas 15,48 Kg de SO₂ equiv./ha, traduzindo-se numa diminuição das emissões de substâncias acidificantes de cerca de 15,2 %.

6.1.2.3.3 – Eutrofização

Independentemente da tecnologia de mobilização de solo utilizada, a cultura do trigo origina emissões de substâncias eutrofizantes (8,70 a 10,74 kg de PO₄ equiv./ha) muito superiores às originadas pela ervilha (1,07 a 1,47 Kg de PO₄ equiv./ha) e o girassol (0,29 a 0,62 Kg de PO₄ equiv./ha).

A adopção da tecnologia de sementeira directa originou uma redução da emissão de substâncias eutrofizantes (Kg de PO₄ equiv./ha) em todas as culturas conforme se pode constatar no Gráfico 6.13.

Gráfico 6.13 - Eutrofização em culturas arvenses (Kg de PO₄ eq./ha)



Determinou-se uma redução da eutrofização, de 0,33, 0,72, 0,40 e 1,68 kg de PO₄ equiv /ha , respectivamente nas culturas do girassol, trigo rijo 1, ervilha e trigo rijo 2, correspondendo a reduções percentuais de cerca de 47%, 7%, 27% e 16%. De forma semelhante ao observado na acidificação, foi no trigo rijo 1 que se registou a menor redução, em grande parte, devido aos efeitos associados à fertilização e fitofármacos.

Em termos médios, o sistema convencional originou uma produção de 5,8 kg de PO₄ eq./ha, enquanto que a técnica da sementeira directa originou 5,02 Kg de PO₄ eq./ha, pelo que a sua adopção permitiu uma diminuição da emissão de substâncias eutrofizantes de cerca de 16%.

6.1.2.3.4 – Eco-indicador 95

A informação ponderada e agregada das diferentes categorias de impacte na forma do Eco-indicador 95 é apresentada no Quadro 6.8.

O impacte global do trigo (6,41 a 9,13 Pt/ha) foi superior ao da ervilha (1,35 a 1,77 Pt/ha) e ao do girassol (1,12 a 1,92 Pt/ha).

Os resultados do Eco-indicador 95 por hectare mostraram que a introdução da sementeira directa comparativamente ao sistema convencional reduziu o impacte ambiental das diferentes actividades.

Da análise dos valores verificamos que a redução de impacte no trigo rijo 1 foi de 1,53 Pt e no trigo rijo 2 de 1,69 Pt, enquanto no girassol a redução de impacte é 0,80 Pt e na ervilha apenas 0,42 Pt, pelo que o efeito da introdução da tecnologia da

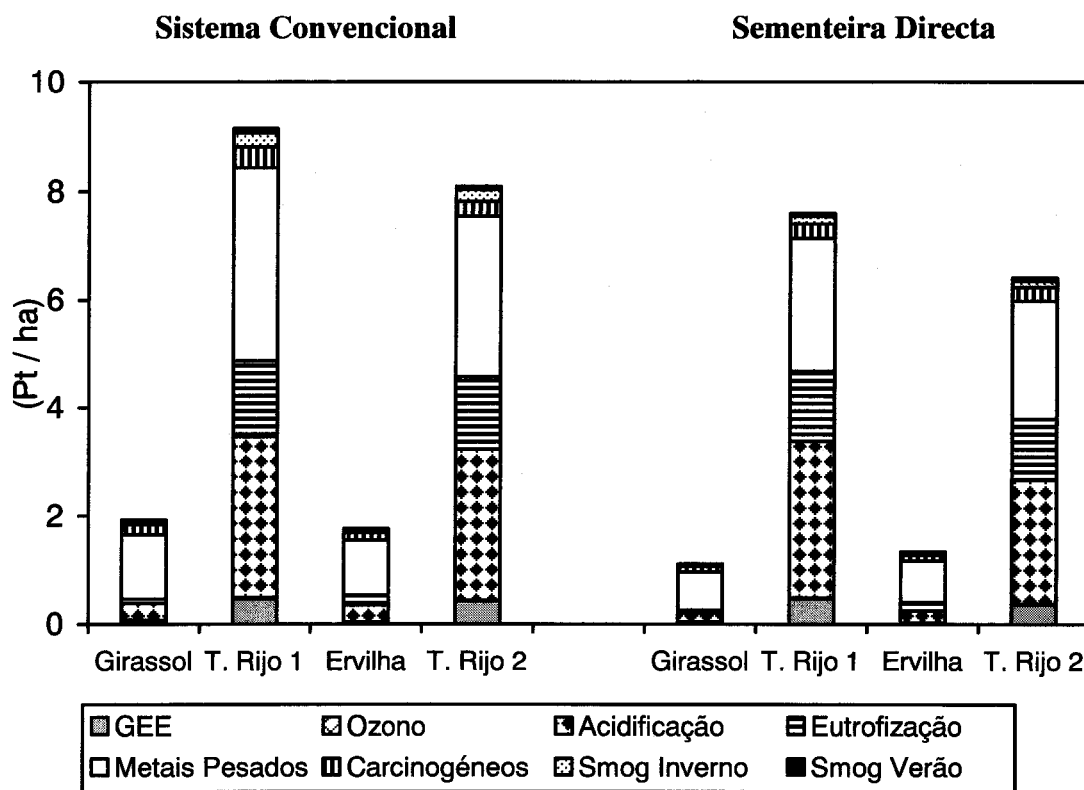
sementeira directa na redução do impacte ambiental foi mais notório nos trigos que no girassol e na ervilha.

Quadro 6.8 - Impacte ambiental de culturas arvenses determinado pelo Eco-indicador 95 (Pt/ha)

SISTEMA CONVENCIONAL (Pt/ha)				
	Girassol	T. Rijo 1	Ervilha	T. Rijo2
EI 95	1,92	9,13	1,77	8,10
Gases Efeito de Estufa	0,07	0,47	0,03	0,42
Camada de ozono	0,01	0,03	0,01	0,02
Acidificação	0,31	2,96	0,31	2,78
Eutrofização	0,08	1,41	0,19	1,36
Metais Pesados	1,18	3,56	1,01	2,96
Carcinogéneos	0,19	0,38	0,14	0,28
<i>Smog</i> de Inverno	0,05	0,25	0,04	0,21
<i>Smog</i> de Verão	0,03	0,08	0,03	0,06
SISTEMA DE SEMENTEIRA DIRECTA (Pt/ha)				
	Girassol	T. Rijo 1	Ervilha	T. Rijo2
EI 95	1,12	7,60	1,35	6,41
Gases Efeito de Estufa	0,04	0,47	0,02	0,36
Camada de ozono	0,00	0,02	0,01	0,02
Acidificação	0,17	2,89	0,22	2,27
Eutrofização	0,05	1,31	0,16	1,14
Metais Pesados	0,71	2,44	0,77	2,19
Carcinogéneos	0,10	0,27	0,10	0,25
<i>Smog</i> de Inverno	0,03	0,14	0,04	0,11
<i>Smog</i> de Verão	0,02	0,06	0,02	0,06

As categorias ambientais que mais contribuíram para o valor do Eco-indicador 95 foram os metais pesados, associados aos danos ambientais relacionados com o aumento marginal da mortalidade, a acidificação, a eutrofização e os gases de efeito de estufa associados à degradação do ecossistema.

Gráfico 6.14 - Contribuições padronizadas do Eco-indicador 95 de culturas arvenses (Pt/ha)



Os riscos para a saúde humana originados pelo *smog* de Inverno e pelo *smog* de Verão tiveram um significado reduzido, conforme se pode observar no gráfico 6.14.

6.1.2.3.5 - Eco-indicador 99

A análise dos resultados referentes ao efeito da técnica cultural sobre o impacte ambiental determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Quadro 6.9) evidenciou que o impacte ambiental do trigo (165,7 a 235,2 Pt/ha) é muito mais elevado, que o da ervilha (70,4 a 83,5 Pt/ha) e o do girassol (36,0 a 57,6 Pt/ha).

A utilização da tecnologia da sementeira directa originou menores danos ambientais, em todas as actividades estudadas, comparativamente aos produzidos no sistema convencional.

Quadro 6.9 - Impacte ambiental de culturas arvenses determinado pelo Eco-indicador 99 (Pt/ha)

SISTEMA CONVENCIONAL (Pt/ha)				
	Girassol	T. Rijo 1	Ervilha	T. Rijo2
Saúde Humana	26,6	79,8	19,5	69,3
Qualidade dos Ecossistemas	13,3	53,6	41,8	50,6
Recursos	17,8	101,8	22,3	81,8
EI99	57,6	235,2	83,5	201,7
SISTEMA DE SEMENTEIRA DIRECTA (Pt/ha)				
	Girassol	T. Rijo 1	Ervilha	T. Rijo2
Saúde Humana	14,8	87,3	14,9	73,2
Qualidade dos Ecossistemas	10,9	50,0	37,6	44,3
Recursos	10,3	58,1	18,0	48,2
EI99	36,0	195,3	70,4	165,7

A redução dos danos ambientais foi mais acentuada nas culturas com maior impacte ambiental global, como os cereais. Por hectare, determinaram-se reduções globais de 39,9 e 36,0 Pt na cultura do trigo rijo, respectivamente após a cultura do girassol e da cultura da ervilha, enquanto no girassol a redução foi de apenas 21,6 Pt e na ervilha essa redução apenas atingiu 13,1 Pt.

No que diz respeito às categorias de danos ambientais que integram o Eco-indicador 99, a análise do quadro 6.9 permite evidenciar, em ambos os sistemas de produção, uma distribuição diferente em função da cultura considerada.

Na cultura do girassol a categoria de dano ambiental associado à saúde humana foi a mais influente no impacte ambiental global, sendo responsável por 46,1% e 41,3%, respectivamente no sistema convencional e com a tecnologia da sementeira directa.

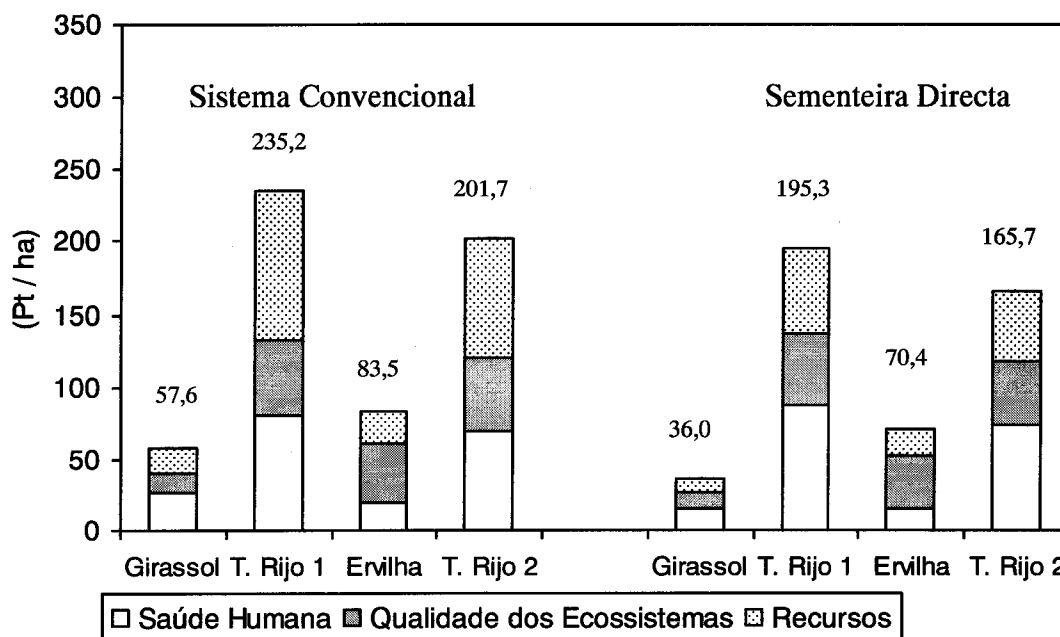
A categoria de danos relacionada com a qualidade dos ecossistemas assumiu maior importância na cultura da ervilha, representando 50,0 e 53,3% do Eco-indicador 99, respectivamente no sistema convencional e com sementeira directa.

Na cultura do trigo rijo, pelo contrário, a categoria de dano ambiental com maior influência no impacte ambiental global determinado pelo Eco-indicador 99 dependeu da técnica cultural. No sistema convencional foi a categoria ambiental dos recursos, representando 43,3 e 40,6%, respectivamente no trigo rijo após o girassol e no trigo rijo após a ervilha.

Com a utilização da tecnologia da sementeira directa e a consequente diminuição das técnicas culturais necessárias foi a saúde humana a categoria de dano ambiental com maior peso no EI99, representando 44,7 e 44,2%, respectivamente após o girassol e após a ervilha.

A adopção da técnica da sementeira directa, na cultura do girassol, induziu uma redução considerável do impacte ambiental nas categorias de dano ambiental relacionadas com a saúde humana e os recursos e uma ligeira melhoria na qualidade dos ecossistemas, conforme se pode constatar no gráfico 6.15.

Gráfico 6.15 - Impacte ambiental de culturas arvenses determinado pelo método do Eco-indicador 99 (Pt/ha)



No sistema convencional, determinaram-se valores de 26,6, 13,3 e 17,8 Pt/ha, respectivamente para as categorias de danos ambientais relacionadas com a saúde

humana, a qualidade dos ecossistemas e os recursos, contra valores de 14,8, 10,9 e 10,3 Pt/ha, no sistema de sementeira directa.

Na cultura da ervilha a redução do impacte ambiental originado pela adopção da prática da sementeira directa repartiu-se de forma semelhante pelas três categorias de danos ambientais, tendo-se determinado valores de 19,5, 41,8 e 22,3 Pt/ha, respectivamente na saúde humana, qualidade dos ecossistemas e recursos, no sistema convencional, contra valores de 14,8, 37,6 e 18,0 Pt/ha no sistema de sementeira directa.

Na cultura do trigo rijo 1 (a seguir ao girassol) embora a adopção da tecnologia da sementeira directa tenha originado uma redução do impacte ambiental global, a análise dos resultados por categoria de dano ambiental revela que essa redução deriva, fundamentalmente, da diminuição associada aos recursos. Nesta categoria determinaram-se valores de 101,8 e 58,1 Pt/ha, respectivamente com sistema convencional e com sementeira directa. Na categoria de dano ambiental associado à qualidade dos ecossistemas verificou-se uma ligeira diminuição do impacte ambiental, tendo-se determinado valores de 53,6 e 50,0 Pt/ha, enquanto na saúde humana se verificou mesmo um ligeiro aumento do impacte, com valores de 79,8 e 87,3 Pt/ha, respectivamente no sistema convencional e com sementeira directa.

O facto de no sistema de sementeira directa se utilizarem mais fitofármacos, nomeadamente para combate de infestantes, pode justificar este ligeiro aumento de dano ambiental relacionado com a saúde humana. A redução do dano ambiental associado à categoria dos recursos (minerais e combustíveis fósseis) terá sido originada pela redução do número de operações culturais necessárias do sistema de sementeira directa comparativamente com o sistema convencional.

Na cultura do trigo rijo 2 (a seguir à ervilha) observaram-se as mesmas tendências. A adopção da tecnologia da sementeira directa originou uma redução do impacte ambiental global devido a uma redução acentuada do dano ambiental associado à utilização dos recursos, uma ligeira redução dos danos ambientais associados à qualidade dos ecossistemas e um ligeiro aumento dos danos ambientais relacionados com a saúde humana.

As ligeiras diferenças em termos de valores absolutos entre as duas culturas de trigo rijo podem ser explicadas pelo efeito da cultura precedente. O menor impacto ambiental do trigo rijo após a cultura da ervilha (leguminosa, fixadora de azoto), comparativamente com o trigo rijo após o girassol poderá ser justificado em grande parte, pela menor fertilização azotada requerida.

6.1.2.4 – Síntese da avaliação ambiental de culturas arvenses

Apesar da especificidade da rotação influenciar os resultados dos indicadores ambientais (Quadro 6.10) pode concluir-se que os cereais são actividades de impacto ambiental muito superior ao originado pela oleaginosa e proteagínosa.

Em ambas as tecnologias de mobilização de solo o trigo rijo 1 foi a actividade com maior impacto ambiental.

O *input* de energia reflecte melhor o impacto ambiental que o balanço energético e a eficiência de energia, já que é mais consistente com os valores da emissão de gases de efeito de estufa, da acidificação, da eutrofização e dos eco-índices.

Os resultados referentes à avaliação ambiental salientam que a adopção da tecnologia de sementeira directa se traduz na diminuição do impacto ambiental.

São vários os trabalhos que evidenciam os benefícios ambientais da utilização de tecnologias de produção características da agricultura denominada de conservação que incluem a mobilização mínima do solo, a não mobilização e a sementeira directa (Gulden, et al., s/d.; Robertson et al., 2000; Tilman et al., 2002; West e Marland, 2002).

Tilman et al., (2002) salientam a estreita relação entre o incremento da produção de CO₂ e das emissões de gases de efeito de estufa e a intensidade das práticas agrícolas, particularmente as relacionadas com a mobilização do solo.

West e Marland (2002) referem que na cultura do trigo, a substituição da tecnologia convencional pela tecnologia de sementeira directa se traduziu, por um lado, no aumento da retenção de carbono no solo e, por outro lado, no decréscimo das emissões de CO₂.

Quadro 6.10 - Indicadores utilizados na avaliação ambiental de culturas arvenses

SISTEMA CONVENCIONAL				
	Girassol	Trigo Rijo 1	Ervilha	Trigo Rijo 2
Balanço azotado (KgN/ha)	-17,0	22,9	35,7	25,7
Eficiência de azoto (%)		78,3	58,5	75,7
<i>Input</i> energético (GJ/ha)	2,93	11,37	3,81	9,60
Balanço energético (GJ/ha)	31,62	84,02	29,70	82,61
Eficiência energética	10,79	7,39	7,80	8,61
Gases de Efeito Estufa (Kg CO2 eq./ha)	369,0	2514,0	186,0	2262,0
Acidificação (Kg SO2 eq./ha)	3,45	33,36	3,21	31,32
Eutrofização (Kg PO4 eq./ha)	0,62	10,74	1,47	10,38
Eco-indicador 95 (Pt/ha)	1,92	9,13	1,77	8,10
Eco-indicador 99 (Pt/ha)	57,6	235,2	83,5	201,7
SISTEMA DE SEMENTEIRA DIRECTA				
	Girassol	Trigo Rijo 1	Ervilha	Trigo Rijo 2
Balanço azotado (KgN/ha)	-13,7	35,8	43,2	14,3
Eficiência de azoto (%)		69,8	49,8	84,8
<i>Input</i> energético (GJ/ha)	1,86	9,24	2,28	8,50
Balanço energético (GJ/ha)	27,51	86,15	27,88	83,71
Eficiência energética	14,79	9,32	12,23	9,85
Gases de Efeito Estufa (Kg CO2 eq./ha)	173,0	2520,0	107,0	1960,0
Acidificação (Kg SO2 eq./ha)	1,67	35,52	2,11	25,60
Eutrofização (Kg PO4 eq./ha)	0,29	10,02	1,07	8,70
Eco-indicador 95 (Pt/ha)	1,12	7,60	1,35	6,41
Eco-indicador 99 (Pt/ha)	36,0	195,3	70,4	165,7

O menor impacte ambiental foi justificado por Robertson et al. (2000), que correlacionaram as emissões de CO₂ com o consumo de energia e por Hernanz et al.

(1995), que determinaram que o grau de mecanização influenciava de forma determinante o consumo de energia e os custos de produção.

Para além destes benefícios ambientais, ainda se podem referir os benefícios associados ao aumento de resíduos das culturas deixados no solo que reduzem o escoamento da água e a perda de nutrientes (Sartori et al., 2005), assim como o aumento de carbono retido no solo com o conseqüente aumento da fertilidade e da produtividade (Rasmussen et al., 1998; West e Marland, 2002; Holland, 2004).

6.1.3 – Discussão e validação de resultados de indicadores

A diversidade de meios agro-ecológicos e as condições climáticas em que a actividade agrícola se desenvolve condicionam a produção de produtos agrícolas e animais e os impactes ambientais associados a essas produções. Dada a natureza difusa das emissões resultantes da actividade agrícola e a dificuldade da medição directa da maioria dessas emissões é prática corrente a utilização de indicadores agro-ambientais.

Estes indicadores, determinados ao nível da exploração, fornecem informação sobre a relação entre determinado sistema de produção e o seu impacte no uso de recursos e no ambiente. Subjacente à utilização de indicadores está a necessidade de simplificar fenómenos complexos e de quantificar informação, pelo que os indicadores agro-ambientais são, na sua essência, meios de comunicação.

Ao nível da exploração agrícola os indicadores agro-ambientais são normalmente determinados por métodos baseados nos processos (*input-output*) ou por métodos baseados no produto.

A identificação e quantificação dos impactes ambientais resultantes da actividade agrícola, traduzida em indicadores agro-ambientais possibilita a avaliação do significado desses impactes. Preferencialmente, esta avaliação valorativa deverá ser feita com base na comparação dos valores dos indicadores determinados com normas pré-estabelecidas. Estas normas, que não são mais que valores de referência expressam, normalmente, valores limiares dos diferentes indicadores agro-ambientais (Maljean, et al., 2004), podendo identificar a performance ambiental desejável (valor alvo) ou um

intervalo de valores ambientais, expressos como nível mínimo e nível máximo, que não deverão ser excedidos.

A comparação dos valores determinados com os de referência permite, de acordo com Wilson et al. (2005) e EEA (2001), identificar as práticas com melhores desempenhos ambientais, perceber a magnitude das diferenças entre agro-indicadores, as razões das diferenças e identificar as alterações que poderão ser implementadas nas práticas e na gestão de recursos de modo a melhorar a *performance* ambiental.

A enorme variabilidade de clima, solos, condições agro-ecológicas e sistemas de produção, assim como a enorme variedade de práticas agrícolas e de factores de produção utilizados entre países, regiões e explorações dificulta o estabelecimento de valores de referência que se possam transpor e aplicar de uma forma generalizada.

Para contornar a inexistência de valores de referência ou valores alvo estabelecidos para determinados indicadores agro-ambientais poderá ser feita a comparação com indicadores determinados através de metodologia semelhante e em condições com alguma semelhança. Os valores dos indicadores agro-ambientais obtidos em explorações similares servem, assim, de nível de referência (*benchmark*) para a avaliação do desempenho ambiental da exploração em estudo, permitindo hierarquizar as explorações ou sistemas de produção (Halberg et al. 2005).

Os resultados obtidos são comparados aos disponíveis na bibliografia visando obter uma noção do desempenho ambiental das actividades estudadas.

6.1.3.1 – Balanço de azoto

A utilização excessiva de azoto nos processos produtivos agrícolas é uma das principais ameaças para o ambiente e um desafio central da política agro-ambiental (Hartmann et al, 2007). As emissões de azoto, na forma de nitratos, amónia ou de óxidos, para o ar, solo e sistemas aquáticos podem ser extremamente gravosas para os ecossistemas ao nível da qualidade do ar, da acidificação dos solos, da eutrofização das águas e das alterações climáticas (Fields, 2004).

O método do balanço aparente do azoto tem sido preferencialmente aplicado ao nível da exploração, da região e do país, sendo relativamente escassos os estudos ao nível das actividades e práticas culturais.

Para os cereais, particularmente para o trigo, existem algumas referências bibliográficas de valores de saldo de balanço de azoto e de eficiência do azoto. Para as proteaginosas e oleaginosas são em pequeno número e para as forragens (gramíneas forrageiras ou consociações de gramíneas x leguminosas) e pastagens, praticamente inexistentes.

No quadro 6.11 apresentam-se os resultados obtidos e os referidos na bibliografia, referentes ao balanço de azoto em culturas cerealíferas.

Quadro 6.11 – Valores de balanço de azoto de cereais

Cultura	Balanço de Azoto (Kg N/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Trigo	76 (E. Mista)	46	Ivarsson e Sjösvard, 2001
	79 (E. Mista)		
	23 (Convencional)	48	Loges et al., 2005
	26 (Convencional)	27	Mattsson , 2003
	36 (S.Directa)	57	Cebron e Ferron, 2003
	14 (S.Directa)	48	Charles et al., 2006
Aveia	23 (E.Mista)	43	Legendre, 1997
		13	Karlsson et al., 2001
		35	Allen, 2004
		33	Maidl et al 1996
		25	Vos et al. 2000
40	Legendre, 1997		

Para a cultura do trigo na exploração de culturas arvenses determinaram-se valores de excesso de azoto muito inferiores (22,9 e 25,7 Kg N/ha) aos da exploração mista (75,7 e 79,7 Kg N/ha). Os diferentes tipos de solos condicionando as produtividades obtidas nas duas explorações, podem justificar as diferenças observadas.

A exploração mista possui solos arenosos, com baixos teores de matéria orgânica e fracos em termos de fertilidade originando menores produtividades e, consequentemente, saldos de balanços mais elevados, enquanto a exploração de culturas arvenses com solos argilosos com teores de matéria orgânica mais elevados, mais férteis e mais vocacionados para a produção de cereais permitiu maiores produtividades originando menores saldos de balanço de azoto.

Para a cultura do trigo, os valores encontrados na literatura para o indicador balanço de azoto variam entre 27 Kg N/ha (Mattsson, 2003) e 57 Kg N/ha (Cebren e Ferron, 2003), com um valor médio de 45 Kg N/ha. Este valor médio foi inferior ao valor médio por nós determinado (77,7 Kg N/ha), na exploração mista, mas superior ao valor médio (24,7 Kg N/ha), na exploração de culturas arvenses.

Estes resultados sugerem que o nível de *input* de azoto (fertilização azotada) utilizado na exploração mista foi excessivo relativamente à capacidade do sistema solo-planta de o transformar em produtos (grão e palha).

Para a aveia, cereal menos exigente que o trigo, determinámos um valor de saldo de balanço de azoto de 23,4 Kg N/ha, claramente inferior ao determinado para o trigo e que se enquadra nos valores referidos na literatura. Karlsson et al. (2001) determinaram valores de 13 kg N/ha, enquanto Legendre (1997) determinou um valor de 40 Kg N/ha. A média dos valores determinados por diversos autores foi de 29 Kg N/ha, ligeiramente superior ao valor por nós determinado.

A ervilha como leguminosa tem a capacidade de fixar biologicamente o azoto atmosférico, pelo que não necessita de distribuição de fertilizante azotado para se desenvolver. A quantidade de azoto resultante da fixação biológica é altamente variável, dependendo de numerosos factores, nomeadamente, das condições ambientais e climáticas, da fertilidade do solo e do vigor da própria cultura. Carranca et al. (1999) determinaram valores entre 4 e 107 kg N / ha, ¹.

¹ Carranca et al., (1999)¹, em ensaios realizados em Portugal utilizando semente de ervilha não inoculada verificaram que a fixação biológica de azoto variou entre 31 a 107 Kg N/ha em anos com precipitação média regular, e uma fixação biológica que variou de 4 a 37 Kg de N/ha em anos em que a cultura de ervilha sofreu stress hídrico resultante de precipitação inferior à média. Soon e Arshad (2004) observaram para a cultura da ervilha uma fixação biológica de azoto de 86 Kg de N/ha, valor muito semelhante ao utilizado por nós (81Kg de N/ha).

Quadro 6.12 – Valores de balanço de azoto da ervilha

Cultura	Balanço de Azoto (Kg N/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Ervilha	36 (Convencional)	22	Soon e Arshad, 2004
		40	Anonimous, 2005
	43(S.Directa)	27	Shah et al., 2003
		24	Legendre, 1997

Com base no teor médio de fixação de azoto (81 Kg/ha/ano) referido no Código das Boas Práticas Agrícolas², para a cultura da ervilha, determinámos saldos de balanço de azoto de 35,7 e de 43,2 Kg N/ha (valor médio de 39,5 KgN/ha), que se enquadram dentro do intervalo de valores referidos na bibliografia (entre 22 e 40 Kg N/ha). O nosso valor médio foi superior à média dos valores dos diferentes autores (28,3 Kg N/ha), conforme se pode constatar no Quadro 6.12.

A informação bibliográfica relativa à resposta da cultura do girassol à fertilização azotada é escassa (Ruffo et al., 2003) e os valores relativos ao indicador saldo de balanço de azoto, referidos no quadro 6.13, são bastante díspares entre si, expressando de alguma forma a elevada capacidade da cultura em se desenvolver em diferentes condições edafoclimáticas e com diferentes tecnologias.

Quadro 6.13 – Valores de balanço de azoto do girassol

Cultura	Balanço de Azoto (Kg N/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Girassol	-17 (Convencional)	45	Legendre, 1997
		25	Teixeira et al., s/d
	-14 (S.Directa)	4	Teixeira et al., s/d
		-21,6	Nemecek e Baumgartner, 2006

² MADRP, 1997. Código das Boas Práticas Agrícolas – Para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola. Anexo 8. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas

Na exploração de culturas arvenses por nós estudada, a actividade girassol surge como cultura de revestimento do alqueive que se realiza de quatro em quatro anos na mesma parcela. Dado que não existe disponibilidade de água para rega na exploração, a cultura desenvolve-se em sequeiro. Por outro lado, devido ao facto da humidade do solo não ser suficiente para um bom aproveitamento da fertilização azotada, a tecnologia de produção seguida na cultura não incluiu a aplicação de fertilizante, pelo que o azoto disponível para a cultura resultou da fracção de azoto da deposição atmosférica (5 Kg N/ha) e, principalmente, do azoto associado ao complexo argilo-húmico do solo, originando balanços negativos (-17,0 e -13,7 Kg N/ha, respectivamente no sistema convencional e com sementeira directa).

Os valores determinados apenas foram semelhantes ao valor referido por Nemecek e Baumgartner (2006) que obtiveram o valor de -21,6 Kg N/ha em girassol de sequeiro, na região espanhola de Castela-Leão, cuja tecnologia de produção também não incluiu fertilização, devido às condições de reduzida humidade e de stress hídrico no período de desenvolvimento da cultura.

Os valores referidos por Teixeira et al. (s/d) foram bastante superiores, já que se referem à cultura do girassol em regadio, utilizando uma tecnologia de produção com maior consumo de recursos (água e fertilizantes) e em diferentes condições edafoclimáticas. Este autor determinou um valor de indicador saldo do balanço de azoto de 25,2 Kg N/ha nas regiões do Alentejo e Beira Interior, com solos mais pobres e temperaturas ambientais mais elevadas no período de desenvolvimento da cultura exigindo, por isso, mais *inputs* de azoto e maior consumo de água que no Ribatejo, região onde determinou um valor de 4,2 Kg de N/ha.

O valor de 45 Kg N/ha determinado por Legendre (1997), em França, refere-se a girassol em sequeiro, mas onde a cultura é adubada, já que a temperatura ambiental e a humidade do solo permitem que a cultura possa tirar proveito da fertilização que lhe é efectuada, ao contrário do que acontece, frequentemente, no Alentejo.

6.1.3.2 – Eficiência do azoto

No quadro 6.14 são apresentados os valores de eficiência do azoto determinados e os referidos por diversos autores.

Quadro 6.14 – Valores de eficiência do azoto de cereais

Cultura	Eficiência do azoto (%)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Trigo	41(E.Mista)	69	Ivarsson e Sjösvard , 2001
	42(E.Mista)	75	Loges et al. , 2005
	23 (Convencional)	60	Kristensen et al., 2003
	26 (Convencional)	85	Karlsson et al., 2001
	36 (S.Directa)	50	Thomason et al., s/d
	14 (S.Directa)	33	Raun e Johnson, 1999
		55	López-Bellido et al., 2005
		69	Legendre, 1997
Aveia	64 (E.Mista)	72	Ivarsson e Sjösvard, 2001
		73	Legendre, 1997

Os valores de eficiência de azoto referidos na literatura são bastante variáveis estando compreendidos no intervalo entre 33% (Raun e Johnson, 1999) e 85%, Karlsson et al. (2001). Os valores determinados enquadram-se neste intervalo, embora sejam inferiores ao seu valor médio (61,9%).

De forma semelhante, o valor de eficiência de azoto determinado na cultura da aveia (64%) foi ligeiramente inferior ao valor médio (73%) referido na bibliografia.

Na bibliografia são muito escassas as referências à utilização deste indicador nas forragens e pastagens (quadro 6.15).

Guillard et al. (1995), determinaram a eficiência de uso de azoto de uma consociação de aveia x leguminosa, não especificando qual a leguminosa utilizada,

referindo valores entre 46,5 a 81,7%. O valor que determinámos para a aveia x vicia foi de 79%, valor, compreendido no intervalo referido na bibliografia, mas mais próximo do valor extremo superior.

Quadro 6.15 – Valores de eficiência do azoto em forragens

Cultura	Eficiência do azoto (%)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Aveia x Vicia	79 (E.Mista)	47 – 82	Guillard et al., 1995

Se compararmos o valor de eficiência obtido para a consociação de aveia x vicia (79%) com o valor de eficiência obtido para a aveia (66%) e com o valor de uma leguminosa (58,5% da ervilha, por exemplo), torna-se evidente a superioridade do valor de eficiência do azoto³ obtido na consociação gramínea x leguminosa para produção forrageira. Esta constatação está de acordo com o observado por Szumigalski e Van Acker (2006), de que as consociações de leguminosas com gramíneas originam, na maioria dos casos, uma melhor eficiência azotada (mais 10 a 20%), comparativamente às respectivas culturas isoladamente.

Relativamente à cultura da ervilha os valores do indicador eficiência de azoto por nós determinados, 58,5% e 49,8%, são inferiores à gama de valores encontrados em bibliografia que variam entre 60,6% e 80 % (Quadro 6.16).

O valor por nós determinado é bastante próximo do valor de eficiência referido por Nemecek e Baumgartner (2006), obtido em Espanha com um sistema de produção e uma produtividade semelhantes ao verificado no Alentejo. Os restantes valores são claramente superiores, possivelmente devido às diferenças na quantidade de *output* de azoto obtido nas diferentes localizações. Soon e Arshad (2004), referem *outputs* de 74 Kg N/ha, valor muito superior ao obtido (50,3 Kg N/ha) no nosso estudo.

³ A leguminosa pode fornecer benefícios à gramínea, directamente através da ligação de micorrizas, exsudados das raízes ou degenerescência de raízes e nódulos, ou indirectamente dado que a leguminosa fixa da atmosfera o azoto que necessita não competindo com a gramínea pelos nitratos do solo, e também pelo facto do nível de nitratos no solo poder estar aumentado devido à presença das leguminosas.

Quadro 6.16 – Eficiência do azoto da ervilha

Cultura	Eficiência do azoto (%)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Ervilha	59 (Convencional) 50 (S.Directa)	70	Anonimous, 2005
		77	Soon e Arshad, 2004
		80	Legendre, 1997
		61	Nemecek e Baumgartner, 2006

A eficiência de uso do azoto para a cultura do girassol referida por diferentes autores é muito variável (Quadro 6.17).

Quadro 6.17 – Eficiência do azoto do girassol

Cultura	Eficiência do azoto (%)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Girassol	441(Convencional)	55	Legendre, 1997
		72	Teixeira et al., s/d
		93	Teixeira et al., s/d
		525	Nemecek e Baumgartner, 2006

Nemecek e Baumgartner (2006), indicam eficiência de 525%, determinadas em Espanha com um sistema de produção semelhante ao do nosso estudo. Os valores obtidos por Legendre (1997) e por Teixeira et al., (s/d), são bastante inferiores (55 a 93) em virtude de tecnologias de produção e potencialidades edáficas diferentes, conforme discutido anteriormente nos balanços de azoto.

6.1.3.3 – *Input* de energia

A necessidade de se exercer menor pressão sobre a utilização de recursos, nomeadamente os não renováveis como a energia fóssil, relançou a importância da análise energética na produção agrícola. A diminuição do consumo de energia terá

efeitos directos nos resultados económicos das explorações, e no ambiente ao reduzir a pressão sobre um recurso limitado e ao diminuir as emissões de gases de efeito de estufa (Cortijo, 2001). O parâmetro *input* de energia é frequentemente considerado como indicador agro-ambiental dado que além de expressar a intensidade do sistema de produção reflecte em simultâneo a pressão sobre o recurso energia fóssil.

Tal como referido para os indicadores associados à utilização do azoto, também a informação bibliográfica referente à análise energética e a determinação de indicadores de energia das diferentes culturas não é muito abundante. Os cereais, de uma forma geral, e o trigo, em particular, são as actividades mais estudadas, escasseando os estudos sobre as culturas forrageiras ou as pastagens.

No quadro 6.18 são apresentados os valores de *input* de energia por nós determinados e os referidos na literatura.

Quadro 6.18 - *Input* de energia de cereais (GJ/ha)

Cultura	<i>Input</i> de energia (GJ/ha)		Autor
	Resultados	Valores de bibliografia	
Trigo	11,52 (E.Mista)	16 a 26	Tsatsarelis, 1993
	11,99 (E.Mista)	11 a 18	Biermann et al., 1999
		9,8	Nguyen e Haynes, 1995
	11,37 (Convencional)	16,77	Moerschner e Gerowitt, 2000
	9,60(Convencional)	19,33	Hülsbergen et al., 2001
		14,43	Balla et al., s/d
		11,7	Hernánz et al., 1995
		14,8	Risoud, 2000
	9,24 (S.Directa)	14,98	Oosterwyk e Posner, 2000
	8,50 (S.directa)	22,51	Koga, 2008
	16	Charles et al., 2006	
Aveia	8,45	12,2 (cevada)	Hernánz et al., 1995
		8,7 (cevada)	Nguyen e Haynes, 1995
		11,4 (Cevada)	Biermann et al., 1999
		17,2 (cevada)	Hülsbergen et al., 2001

A comparação, em termos absolutos, dos resultados de balanço de energia determinados com os referidos por outros autores é extremamente difícil devido,

sobretudo, à grande variabilidade dos factores de produção utilizados e das produtividades consideradas, que afectam grandemente os *inputs* e os *outputs*. Por outro lado, os métodos apresentados na literatura variam em termos dos limites espaciais e temporais do sistema de produção, nos fluxos de materiais e energia considerados e nos equivalentes de energia atribuídos a estes fluxos (Jones, M.R., 1989; Hülsbergen et al., 2001).

Para a cultura do trigo determinámos valores de 11,52 GJ/ha e de 11,59 GJ/ha, na exploração mista e entre 4,52 e 5,24 GJ/ha, na exploração de culturas arvenses.

Os valores referidos na bibliografia variam grandemente (Quadro V.17), desde um mínimo de 9,8 até um máximo de 26 GJ/ha. Esta amplitude resulta da variação em termos de *input* de energia, como explicado anteriormente, mas principalmente da variabilidade em termos de *output*, estreitamente associado às potencialidades de produção dos solos, conforme evidenciam os resultados de Hülsbergen *et al.* (2001) e Koga (2008).

O *input* de energia foi de 19,33 GJ/ha e de 22,5 (GJ/ha), respectivamente nos estudos de Hülsbergen et al. (2001) e de Koga (2008). No entanto, devido às diferentes potencialidades dos solos os *outputs* de energia foram muito diferentes (278,8 GJ/ha contra 151,3 GJ/ha), originando valores de eficiência de 13,4 e de 5,7, respectivamente.

Os valores por nós determinados enquadraram-se no intervalo de valores referidos na bibliografia, sendo mais próximos dos valores inferiores do intervalo, ou seja, dos determinados em sistemas de produção menos intensivos, que utilizam menor *input* de energia.

Hernández et al. (1995) na região espanhola de Castilla-León com condições ambientais e produtivas mais semelhantes às verificadas no Alentejo determinaram *inputs* muito semelhantes (11,7 GJ/ha) aos nossos (11,2 GJ/ha).

Nguyen e Haynes (1995) determinaram um *input* de 9,8 GJ/ha com a cultura de trigo integrada numa rotação constituída por cereais, culturas forrageiras e pratenses (com gramíneas e leguminosas), numa exploração mista na Nova Zelândia. Este autor, justificou o baixo *input* com a reduzida aplicação de fertilizantes azotados, uma vez que o estrume dos animais conjuntamente com o azoto fixado biologicamente pelas

leguminosas incluídas na rotação e nas pastagens satisfazia grande parte das necessidades de fertilizante do cereal.

A maioria dos autores, principalmente os que estudam sistemas de produção mais intensivos (Moerschner e Gerowitt, 2000; Hülsbergen et al., 2001; Charles et al., 2006), refere que o consumo de combustível e os fertilizantes, principalmente azotados, são os elementos que, percentualmente, mais peso têm no *input* total de energia utilizada nos cereais, em geral, e em particular no trigo. Bierman et al. (1999), referem que 48,1 a 58,8% do total de *input* de energia na cultura do trigo é devido ao fertilizante mineral.

Para a cultura da aveia não encontrámos referências bibliográficas, pelo que baseámos a comparação na cultura da cevada, apesar de a aveia ser uma cultura mais rústica e mais resistente à seca. A cevada é mais exigente na qualidade do solo, mas ambas as culturas necessitam de solos com humidade suficiente, principalmente no início do seu desenvolvimento, não tolerando solos encharcados.

O valor de *input* energético determinado na aveia (8,45 GJ/ha) foi semelhante ao referido por Nguyen e Haynes (1995) para a cevada (8,7 GJ/ha) e ligeiramente inferior aos referidos por Hernánz et al. (1995), Bierman et al. (1999) respectivamente 12,2 GJ/ha, 11,4 JG/ha. Hülsbergen et al. (2001) referem 17,2 GJ/ha, em sistema convencional mais intensivo.

Quadro 6.19 - *Input* de energia de forragens (GJ/ha)

<i>Input</i> de energia (GJ/ha)			
Cultura	Resultados	Valores de bibliografia	Autor
Aveia x Vícia	6,59 (E.Mista)	6,68 (av. luzerna) 6,53 (vícia) 6,49 (tremoço forrag.)	Oosterwyk e Posner, 2000 Hernánz et al., 1995 Siqueira et al., 1999
Azevém	5,02 (E.Mista)	5,25 (feno aveia)	Siqueira, et al., 1999

Relativamente às culturas forrageiras o valor de *input* de energia determinado para o feno de aveia x vícia (6,59 GJ/ha) foi muito semelhante ao valor (6,68 GJ/ha)

para feno resultante da consociação de aveia com leguminosa (não especificamente vicia) referido por Oosterwyk e Posner (2000).

Valores da mesma ordem de grandeza foram determinados em forragens só de leguminosas. Siqueira et al., (1999) referem para a cultura de tremço forrageiro um input de energia de 6,49 GJ/ha, enquanto que Hernánz et al. (1995) referem o valor de 6,53 GJ/ha para a cultura da vicia.

Não encontramos na bibliografia (Quadro 6.19) informação referente especificamente à análise de energia da cultura de azevém para feno. No entanto, comparando o valor de *input* de energia por nós determinado (5,02 GJ/ha) com o valor de *input* de energia obtido por Siqueira *et al.* (1999) em aveia para feno (5,25 GJ/ha) verificamos que os valores são da mesma ordem de grandeza.

No Quadro 6.20 apresentam-se os valores de *input* de energia determinados e referidos na bibliografia para a cultura da ervilha.

Quadro 6.20 - *Input* de energia da ervilha (GJ/ha)

		<i>Input</i> de energia (GJ/ha)	
Cultura	Resultados	Valores de bibliografia	Autor
Ervilha	3,81 2,28	5,4 a 7,5	Biermann et al., 1999
		5,08	Nguyen e Haynes, 1995
		11,45	Balla et al., s/d
		3,23	Risoud, 2000
		9,8	Szwejkowska e Bielski, 2007

Os valores de *input* de energia por nós determinados (3,81 e 2,28 GJ/ha), enquadram-se no intervalo de valores encontrados em bibliografia que variam entre 3,23 GJ/ha e 11,45 GJ/ha, sendo mais próximo do valor referido por Risoud (2000).

Os valores de *input* de energia estão fortemente associados às tecnologias e factores de produção utilizados nas práticas culturais. As operações de preparação do

solo e, principalmente, as adubações são as práticas culturais que mais justificam as diferenças de valores de *input* de energia.

Os valores de *input* de energia mais baixos foram determinados utilizando uma tecnologia de produção sem aplicação de qualquer tipo de fertilizante nem de tratamentos fitossanitários, como é o caso referido por Risoud (2000). Os valores mais elevados (Balla et al. (s/d); Biermann et al. 1999; Szwejkowska e Bielski, 2007) correspondem a sistemas de produção de ervilha que incluem a distribuição de fertilizantes sintéticos, tratamentos fitossanitários e respectiva energia do combustível utilizado na aplicação.

Relativamente à cultura do girassol o *input* de energia, por nós determinado (2,93 e 1,86 GJ/ha) é menor que o valor médio (8,6 GJ/ha) dos valores encontrados na literatura, que variam entre 4,0 GJ/ha (Hernández et al.,1995) e 15 GJ/ha (Nemecek e Baumgartner, 2006).

Na cultura de girassol por nós estudada não foi utilizado qualquer produto fitossanitário nem se utilizou fertilizante. Este facto poderá justificar as diferenças com os valores referidos na literatura. O valor inferior (4,0 GJ/ha) referido por Hernández e tal. (1995) foi determinado, em Espanha, com uma tecnologia de produção semelhante à nossa, mas utilizando tratamentos fitossanitários.

6.1.3.4 – Eficiência da energia

A utilização eficiente da energia na agricultura, nomeadamente ao nível da exploração agrícola depende de vários factores, nomeadamente das características edafoclimáticas locais, da estrutura da exploração e das tecnologias utilizadas (Bierman et al., 1999).

Os parâmetros eficiência de energia e balanço de energia estão associados. Na metodologia adoptada neste trabalho, e na maioria dos estudos, a eficiência de energia foi determinada através do rácio entre o balanço de energia e o *input* de energia utilizado. Alguns autores utilizam o rácio *output* de energia/*input* de energia nas suas

análises. Nestes casos optámos por utilizar os valores de *input* e de *output* de energia determinados pelos respectivos autores para calcular a eficiência de energia.

No quadro 6.21 são apresentados os valores de eficiência de energia determinados e os calculados a partir da bibliografia ou referidos por diversos autores.

Os valores referidos na bibliografia variam grandemente desde um mínimo de 2,3 até um máximo de 13,4, com um valor médio de 7,7.

Para a cultura do trigo os valores de eficiência de energia por nós determinados na exploração de culturas arvenses variaram entre 7,39 e 9,85, com um valor médio de 8,79 Estes valores foram superiores aos determinados na exploração mista (4,52 e 5,24)

Quadro 6.21 - Eficiência de energia de cereais

Eficiência de energia			
Cultura	Resultados	Valores de bibliografia	Autor
Trigo	5,24 (E.Mista)	2,3 a 6	Tsatsarelis, 1993
	4,52 (E.Mista)	6,7 a 7	Biermann et al.,1999
		10,2	Nguyen e Haynes, 1995
	7,39	6,74	Moerschner e Gerowitt, 2000
	(Convencional)	13,42	Hülsbergen et al., 2001
	8,61	7,49	Balla et al., s/d
	(Convencional)	5,28	Hernández et al., 1995
		8,55	Risoud, 2000
	9,32 (S.Directa)	9,81	Oosterwyk e Posner, 2000
	9,85 (S.Directa)	5,72	Koga, 2008
	8,44	Charles et al., 2006	
Aveia	7,07	3,68 (cevada)	Hernández et al., 1995
		8,87 (cevada)	Nguyen e Haynes, 1995
		8,05 (cevada)	Biermann et al., 1999
		8,39 (cevada)	Hülsbergen et al., 2001

Á semelhança e pelas mesmas razões do efectuado na análise de *input* de energia da aveia, a eficiência de energia desta cultura foi comparada com a cevada. Para

esta cultura são referidas eficiências variando entre 3,68 e 8,87. Com exceção do valor de 3,68, referido por Hernánz et al. (1995), os valores referidos pelos restantes autores são bastante homogêneos, variando entre 8,05 e 8,87, e ligeiramente superiores ao valor de eficiência de energia, por nós determinado para a aveia (7,07).

Nas culturas forrageiras determinámos valores de eficiência de energia de 8,95 no feno de aveia x vicia e um valor ligeiramente superior de 10,46 no feno de azevém (Quadro 6.22).

Quadro 6.22 - Eficiência de energia de forragens

Cultura	Eficiência de energia		Autor
	Resultados	Valores de bibliografia	
Aveia x Vicia (feno)	8,95	10,34 (tremoço forrageiro) 14,3 (av.luzerna) 11,46 (vicia)	Siqueira et al., 1999 Oosterwyk e Posner, 2000 Hernánz et al., 1995
Azevém (feno)	10,46	15,76 (feno aveia)	Siqueira et al., 1999

Oosterwyk e Posner (2000) em feno de aveia x luzerna, determinaram um valor de eficiência energética de 14,3, ou seja, cerca de 60% superior ao valor por nós determinado. Da análise dos sistemas de produção do feno de aveia x luzerna e do feno de aveia x vicia, verificámos que o primeiro corresponde a um sistema mais intensivo, com maior pressão sobre o recurso energia de origem fóssil, já que o *input* de energia utilizado é superior em cerca de 52,4% ao utilizado no feno de aveia x vicia. Por outro lado, certamente pelas potencialidades do local de produção e tecnologia utilizada, o feno de aveia x luzerna é também um sistema de maior produtividade. Por cada unidade de *input* de energia no feno de aveia x luzerna originam-se 15,27 unidades de energia de *output*, enquanto no feno de aveia x vicia, por nós estudado, por cada unidade de energia origina-se 9,96 unidades de energia.

Hernánz et al. (1995) determinaram uma eficiência de energia de 11,46 em feno de leguminosa (vicia), valor semelhante (11,0) ao determinado por Oosterwyk e

Posner (2000) em feno de luzerna, e não muito diferente (10,34) do referido por Siqueira et al. (1999), em feno de tremoço forrageiro. Estes valores não são muito superiores ao valor por nós determinado (8,95) para o feno de aveia x vicia.

Siqueira et al. (1999) referem uma eficiência de energia de 15,76, para o feno de aveia superior à determinada no feno de azevém (10,46).

A análise de todos estes valores realça a menor eficiência energética dos fenos por nós estudados e, uma vez que os *inputs* de energia dos diversos fenos são da mesma ordem de grandeza, as diferenças verificadas resultam das diferenças entre os *outputs* obtidos, que são influenciados pela tecnologia e potencialidades dos locais de produção.

Para a cultura da ervilha determinámos eficiências de energia de 7,80 e 12,23 muito próximo da média dos valores referidos por diversos autores (Quadro 6.23), que variam entre 5,10 e 10,5.

De entre os autores que estudaram a ervilha, Szwejkowska e Bielski (2007) e Balla et al. (s/d) foram os que determinaram menores valores de eficiência de energia, 5,10 e 5,42 respectivamente.

Quadro 6.23 - Eficiência de energia da ervilha

Cultura	Eficiência de energia		Autor
	Resultados	Valores de bibliografia	
Ervilha	7,80 12,23	7,76 a 10,5	Biermann et al., 1999
		10,46	Nguyen e Haynes, 1995
		5,42	Balla et al., s/d
		9,12	Risoud, 2000
		5,10	Szwejkowska e Bielski, 2007

Tal como já referido anteriormente para outras culturas, também para a ervilha os menores valores de eficiência de energia foram obtidos nos autores que referem valores mais elevados de *input* de energia por hectare. Adicionalmente, o *output* de energia obtido por Szwejkowska e Bielski (2007) é somente 6,1 vezes superior ao valor

de *input*, enquanto que em Balla et al. (s/d) o valor de *output* é 6,42 vezes superior ao valor de *input*.

Biermann et al. (1999) realizaram a análise energética em várias explorações, na Alemanha, nas quais determinaram ganhos de energia que variaram entre 44,8 GJ/ha e 71,2 GJ/ha, correspondendo a eficiências de energia entre 8,2 e 11,8. A eficiência mais elevada (11,8) foi obtida numa exploração com *input* de 5,6 GJ/ha, ganho de energia de 66,2 GJ/ha e um *output* 12,8 vezes superior ao *input*.

Nguyen e Haynes (1995) estudaram a ervilha com menor utilização de *input* de energia (5,08 GJ/ha) na qual obtiveram ganho de energia de 53,12 GJ/ha e um *output* 11,46 vezes superior ao *input*.

Embora não se possa estabelecer uma relação consistente entre o *input* de energia e o *output*, a revisão bibliográfica parece evidenciar que as culturas de ervilha com menores *inputs* de energia e em que os *outputs* de energia são muito superiores ao *input* de energia são as que apresentam maior eficiência de energia.

Relativamente à cultura do girassol os valores de eficiência de energia referidos pelos diferentes autores variam entre um valor mínimo de 3,5 e um valor máximo de 10,13 (Quadro 6.24), enquanto os valores por nós determinados foram 10,79 e 14,79.

Quadro 6.24 - Eficiência de energia de girassol

Cultura	Eficiência de energia		Autor
	Resultados	Valores de bibliografia	
Girassol	10,79 14,79	10,13	Nemecek e Baumgartner, 2006
		3,5	Venturi e Venturi, 2003
		3,5	Kallivroussis et al., 2002
		5,9	Risoud, 2000

O *output* energético do girassol é bastante variável (entre 35,2 GJ/ha e 68 GJ/ha) e dependente das condições agro-ecológicas do local de produção. Venturi e Venturi (2003) referem que elevados valores de *output* energético do girassol estão mais

associados a condições mais favoráveis de produção que ao nível de input energético utilizado. Estes autores, referem valores de *output* de girassol variando entre 14 e 124 GJ/ha, no nordeste de Itália, e entre 25 a 110 GJ/ha, na região de Emília-Romagna (norte de Itália).

Em condições de sequeiro do Alentejo o tipo de solo e a sua capacidade de retenção de água são factores de variação da produtividade, enquanto nas zonas frias do Norte da Europa a luminosidade e a temperatura são os factores mais limitantes da produção.

Os valores mais baixos de eficiência de energia do girassol (3,5) foram determinados por Kallivroussis et al. (2002) e Venturi e Venturi (2003), que simultaneamente foram os autores que obtiveram valores de *output* de energia mais elevados, respectivamente de 47,3 GJ/ha e 68 GJ/ha.

Nemecek e Baumgartner (2006) utilizaram uma tecnologia, semelhante à nossa, sem aplicação de fertilizantes e de baixo *input* de energia (4GJ/ha) em que os maiores custos energéticos da actividade resultam do consumo de energia directa nas operações de preparação de solo e colheita e da energia indirecta associada aos fitofármacos.

6.1.3.5 – Emissão de gases de efeito de estufa

No quadro 6.25 são apresentados os valores de emissões de gases de efeito de estufa, expressas em Kg de CO₂ eq./ha, por nós determinados e os referidos na bibliografia consultada para os cereais.

Na exploração mista, para o trigo determinámos emissões de gases de efeito de estufa variando entre um valor mínimo de 2516 e um valor máximo de 3095 Kg de CO₂ eq./ha, originando um valor médio de emissão de 2806 Kg de CO₂ eq./ha.

Valores inferiores foram determinados na exploração de culturas arvenses, variando entre um valor mínimo de 1960 e um valor máximo de 2520 Kg de CO₂ eq./ha, originando um valor médio de emissão de 2314 Kg de CO₂ eq./ha.

Na informação bibliográfica consultada a variabilidade é de maior amplitude sendo o valor mínimo de 1069 Kg CO₂ eq./ha e o máximo de 4575 Kg CO₂ eq./ha.

Quadro 6.25 – Emissão de gases de efeito de estufa de cereais

	Emissão de gases de efeito de estufa (Kg CO₂ eq./ha)		
Cultura	Resultados	Valores de bibliografia	Autor
Trigo	2516 (E.Mista)	1460	Pathak e Wassmann, 2005
	3095 (E.Mista)	1345	Saunders C. et al., 2006
	2514 (Conv.)	2417	Charles et al., 2006
	2262 (Conv.)	2375	Narayanaswamy et al., 2003
	2520 (S.Directa)	4302 (intensivo)	Labouze e Monier, 2003
	1960 (S.Directa)	2434 (integrado)	Labouze e Monier, 2003
		1069 (biológico)	Labouze e Monier, 2003
		3810	Biswas et al., 2008
		2300 (Alentejo)	Teixeira, R. et al., s/d
		4575 (Ribatejo)	Teixeira, R. et al., s/d
	1515 (Trás os Montes)	Teixeira, R. et al., s/d	
Aveia	1344 (E.Mista)	2250	Nemecek e Baumgartner, 2006
		1026	Teixeira, R. et al., s/d
		1465	Teixeira, R. et al., s/d
		1019	Teixeira, R. et al., s/d
		1345	Saunders et al., 2006

O valor mínimo de emissão de gases de efeito de estufa (1069 Kg CO₂ eq./ha) referido por Labouze e Monier (2003) foi obtido em trigo produzido em modo biológico, sem utilização de fertilizantes inorgânicos nem produtos fitossanitários, e consequentemente com uma reduzida utilização de *inputs* cujo fabrico consome elevadas quantidades de energia de origem fóssil.

Os restantes valores de bibliografia indicados referem-se a sistemas de produção convencionais, mais ou menos intensivos, específicos das respectivas regiões onde foram determinados. A média destes valores foi de 2653 Kg CO₂ eq./ha, valor inferior ao valor médio de emissão, 2806 Kg CO₂ eq./ha, por nós determinado.

Teixeira et al. (2005), referem uma emissão de gases de efeito de estufa de 2500 Kg CO₂ eq./ha determinado no Alentejo, muito semelhante aos nossos valores.

Não encontramos referências bibliográficas relativas à emissão de gases de efeito de estufa referentes à produção de aveia, pelo que à semelhança do efectuado, anteriormente, para outros indicadores a comparação é feita com a cevada. Em ambas as culturas a principal fonte de emissão de gases de efeito de estufa resulta da emissão de N₂O derivado da utilização de fertilizantes azotados, seguido da emissão de CO₂ derivado da utilização de combustíveis fósseis nas operações culturais mecanizadas.

O valor de emissão de gases de efeito de estufa determinado no processo de produção da aveia foi de 1344 Kg CO₂eq./ha, valor 10,4% superior à média (1217,2 Kg CO₂eq./ha) dos valores referidos por diversos autores para a cevada, que variaram entre 1019 e 2250 Kg CO₂eq./ha (Quadro 6.25). Todos estes valores de emissão resultaram de sistemas de produção pouco intensivos, que se assemelham mais ao sistema de produção da aveia por nós estudado. Em sistemas mais intensivos, praticados na Alemanha e França, são referidas emissões de gases de efeito de estufa entre 3400 e 3550 Kg. CO₂eq./ha (Nemecek e Baumgartner, 2006).

Os valores de emissão de gases de efeito de estufa por nós determinados em fenos foram de 698 e 1016 Kg CO₂eq./ha, respectivamente no feno de aveia x vicia e no feno de azevém (Quadro 6.26).

Quadro 6.26 – Emissão de gases de efeito de estufa de forragens

Cultura	Emissão de gases de efeito de estufa (Kg CO ₂ eq./ha)		Autor
	Resultados	Valores de bibliografia	
Aveia x vicia (Feno)	698	300 muito pouco intensivo 1600 pouco intensivo	Huguenin-Elie e Nemecek, 2004 Huguenin-Elie e Nemecek, 2004
Azevém (Feno)	1016	2350 intens. média 2500 intens. alta	Huguenin-Elie e Nemecek, 2004 Huguenin-Elie e Nemecek, 2004

Huguenin-Elie e Nemecek (2004) determinaram emissões de gases de efeito de estufa em fenos produzidos com diferentes intensidades de produção: muito baixa, baixa, média e elevada. O sistema de muito baixa intensidade de produção somente possibilitou um corte de matéria verde (2,7 ton. M.S), enquanto o sistema de elevada intensidade de produção possibilitou 5 cortes de matéria verde (11,1 ton. M.S). À semelhança do feno de aveia x vicia e de azevém a secagem de toda a matéria verde recolhida foi feita no chão, não necessitando de energia fóssil para secagem.

Os valores de emissão dos gases de efeito de estufa variaram de 300 Kg CO₂eq./ha a 2500 Kg CO₂eq./ha, respectivamente no sistema de produção de muito baixa intensidade e no sistema de produção de elevada intensidade de produção. Os valores de emissão por nós determinados para o feno de consociação aveia x vicia e de azevém (698 e 1016 Kg CO₂eq./ha) correspondem aos sistemas de baixa intensidade de Huguenin-Elie e Nemecek (2004).

Relativamente à ervilha determinámos valores de 186 e de 107 Kg CO₂eq./ha, bastante menores que os referidos pelos autores consultados, que variaram entre 2250 e 2890 Kg CO₂eq./ha (Quadro 6.27), mas foram determinados em sistemas de produção mais intensivos, conforme explicado na discussão referente ao *input* energético.

Quadro 6.27 – Emissão de gases de efeito de estufa da ervilha

	Emissão de gases de efeito de estufa (Kg CO₂ eq./ha)		
Cultura	Resultados	Valores de bibliografia	Autor
Ervilha	186 107	2250 Suíça 2890 2389,8	Nemecek e Baumgartner, 2006 Van der Werf, 2004 Van der Werf, 2004

No girassol determinámos valores de emissão de gases de efeito de estufa de 369 e 173 Kg CO₂eq./ha, muito inferiores ao valor médio resultante da pesquisa bibliográfica, que foi de 1471 Kg CO₂eq./ha (Quadro 6.28).

À semelhança do girassol por nós estudado, também o valor referido por Nemecek e Baumgartner (2006), (1000 Kg CO₂eq./ha) foi obtido num sistema de produção considerado de baixo *input* pelos seus autores, sem aplicação de fertilizantes, mas com aplicação de fitofármacos. Esta aplicação traduz-se em maiores *inputs* de energia (4,0 e 2,89 GJ/ha, respectivamente no girassol estudado por estes autores e por nós), justificando o valor mais elevado de emissão de gases de efeito de estufa.

Quadro 6.28 – Emissão de gases de efeito de estufa do girassol

	Emissão de gases de efeito de estufa (Kg CO₂ eq./ha)		
Cultura	Resultados	Valores de bibliografia	Autor
Girassol	369 173	1113 2300 1000	Spugnoli et al 2005 Van der Werf, H., 2004 Nemecek e Baumgartner, 2006

Os outros dois valores de emissão de gases de efeito de estufa referem-se a sistemas mais intensivos na utilização de *inputs*. Por exemplo, no girassol estudado por Spugnoli et al. (2005) os fertilizantes e o consumo de combustíveis são os parâmetros que mais contribuem para a emissão de gases de efeito de estufa, respectivamente com 59,3% e 25,8% do total de emissão de 1113 Kg CO₂eq./ha.

6.1.3.6 – Acidificação

Os óxidos de enxofre (SO₂), os óxidos de azoto (NO_x) e amoníaco (NH₃) desempenham um papel importante na acidificação dos recursos hídricos e dos solos. A utilização de adubos contendo azoto amoniacal ou ureico (utilizados nos cereais) potencia as perdas de azoto por volatilização e consequentemente a acidificação (Calouro, 2005).

A precipitação com substâncias acidificantes (chuvas ácidas) provoca prejuízos quer nos lagos de água doce e ecossistemas costeiros, quer nas florestas, solos

e plantas ao interferir na absorção dos elementos essenciais pelas plantas, particularmente em ambientes pobres em azoto.

No Quadro 6.29 são apresentados os valores determinados e os referidos por diversos autores referentes a emissão de substâncias acidificantes expressos em Kg SO₂ eq/ha para os cereais.

Quadro 6.29 – Emissão de substâncias acidificantes de cereais

Cultura	Acidificação (Kg SO ₂ eq/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Trigo	35,9 (E. Mista)	17,8	Charles et al., 2006
	43,7 (E. Mista)	29,1	Teixeira, R. et al., s/d
		40,9	Teixeira, R. et al., s/d
	33,4 (Convencional)	20,5	Teixeira, R. et al., s/d
	31,3 (Convencional)		
	32,5 (S.Directa)		
	25,6 (S.Directa)		
Aveia	19,0	14,3 (cevada)	Teixeira, R. et al., s/d

Para a cultura do trigo, na exploração mista, determinámos valores de emissão de substâncias acidificantes variando entre 35,9 e 43,7 Kg SO₂ eq/ha com um valor médio de 39,8 Kg SO₂ eq/ha.

Na exploração de culturas arvenses determinámos valores de emissão de substâncias acidificantes inferiores variando entre 25,6 e 33,4 Kg SO₂ eq/ha com um valor médio de 30,7 Kg SO₂ eq/ha.

Na bibliografia a amplitude é superior encontrando-se valores entre o mínimo de 17,8 e um máximo de 40,9 Kg SO₂ eq/ha, com uma média de 25,1 Kg SO₂ eq/ha.

Tal como anteriormente, os valores determinados enquadram-se nos valores referidos na bibliografia, apresentando mais semelhanças com os valores referidos por Teixeira et al. (2005) em determinações efectuadas no Alentejo.

Relativamente à cultura da aveia e comparando-a com a cultura da cevada é possível afirmar que os valores não são muito díspares, tendo-se determinado 19 Kg SO₂ eq/ha na aveia, enquanto Teixeira et al. (2005) referem um valor ligeiramente inferior (14,3 Kg SO₂ eq/ha).

No Quadro 6.30 são apresentados os valores determinados e os referidos por diversos autores referentes a emissão de substâncias acidificantes expressos em Kg SO₂ eq/ha para o girassol e a ervilha.

Quadro 6.30 – Emissão de substâncias acidificantes do girassol e da ervilha.

Cultura	Acidificação (Kg SO ₂ eq/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Girassol	3,45	26,23	Spugnoli et al., 2005
	1,67	7,0 (regadio)	Teixeira, R. et al., s/d
Ervilha	3,21	8,39	Van der Werf, 2004
	2,11		

Para a cultura da ervilha e do girassol os valores por nós determinados foram substancialmente inferiores aos referidos na bibliografia (8,39 e 7,0 e 26,2 Kg SO₂ eq/ha, respectivamente). As diferenças nas tecnologias de produção utilizadas, com as consequentes diferenças em termos de inputs de azoto e energia, conforme anteriormente explicado, poderão estar na base do desfasamento observado. Apesar desta constatação e da escassez de referências bibliográficas, parece-nos ser possível concluir que os sistemas estudados originam um nível baixo de emissão de substâncias acidificantes.

6.1.3.7 – Eutrofização

A eutrofização resulta do excesso de nutrientes utilizados na actividade agrícola, nomeadamente da aplicação de estrumes e fertilizantes inorgânicos nos solos agrícolas, em quantidades que excedem as necessidades em nutrientes das culturas e que excede a capacidade de retenção dos nutrientes pelo solo. As emissões de substâncias

eutrofizantes, NH₃, NO₃, PO₄, ocorrem por várias vias nomeadamente por arrastamento dos nutrientes pelas águas de escorrimento, por lixiviação através do solo ou por volatilização e posterior deposição.

No Quadro 6.31 são apresentados os valores determinados e os referidos por diversos autores referentes à emissão de substâncias eutrofizantes expressos em Kg PO₄ eq/ha para os cereais estudados.

Para a cultura do trigo determinámos valores de eutrofização que variam entre 11,6 e 13,1 Kg PO₄ eq./ha com um valor médio de emissão de 12,35 Kg PO₄ eq./ha, na exploração mista. Na exploração de culturas arvenses, os valores foram ligeiramente inferiores, variando entre 8,7 e 10,7 Kg PO₄ eq./ha com um valor médio de emissão de 9,95 Kg PO₄ eq./ha.

Quadro 6. 31 – Emissão de substâncias eutrofizantes de cereais

Cultura	Eutrofização (Kg PO ₄ eq/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Trigo	11,6 (E. Mista)	32,1	Narayanaswamy et al., 2003
	13,1 (E. Mista)	3,1	Williams et al., 2006
		3,5	Charles et al., 2006
	10,7 (Convencional)	21,9	Van der Werf, H., 2004
	10,4 (Convencional)	44,1	Labouze e Monier, 2003
		38,8	Labouze e Monier, 2003
	10,0 (S. Directa)	10,2	Teixeira et al., s/d
	8,7 (S. Directa)	14,9	Teixeira et al., s/d
	8,5	Teixeira et al., s/d	
Aveia	7,6	7,6 (cevada)	Teixeira et al., s/d

Na bibliografia a variação é superior, já que os valores encontrados variam de um mínimo de 3,1 a um máximo de 44,1 Kg PO₄ eq./ha, com um valor médio de emissão de 17,7 Kg PO₄ eq./ha, superior aos valores por nós determinados.

Mais uma vez, os menores valores (3,1 -3,5) referem-se a sistemas em modo de produção biológico e os valores mais elevados (32,1-44,1) aos sistemas mais

intensivos. Os valores determinados por Teixeira et al. (2005), principalmente os determinados no Alentejo são os mais semelhantes aos por nós determinados, como seria de esperar dado que utilizaram a mesma metodologia.

Para a aveia determinámos um valor de eutrofização de 7,6 Kg PO₄ eq./ha, valor muito semelhante ao encontrado na bibliografia para a cultura da cevada, 7,56 Kg PO₄ eq./ha.

Os valores de eutrofização que determinámos para os cereais são concordantes com os valores determinados por Teixeira et al. (s/d), em Portugal, mas nitidamente inferiores aos obtidos em sistemas mais intensivos de produção de trigo referidos na bibliografia.

No quadro 6.32 apresentam-se os resultados de emissão de substâncias eutrofizantes de forragens.

Quadro 6.32 – Emissão de substâncias eutrofizantes de forragens

Cultura	Eutrofização (Kg PO ₄ eq/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Aveia x Vícia	6,1	1,5 (muito baixo input)	Huguenin-Elie & Nemecek, 2004
Azevém	6,4	11 (baixo input) 26(médio input) 29 (alto input)	Huguenin-Elie & Nemecek, 2004 Huguenin-Elie & Nemecek, 2004 Huguenin-Elie & Nemecek, 2004

Para as culturas forrageiras determinámos valores de emissão de substâncias eutrofizantes de 6,1 e de 6,4 Kg PO₄ eq./ha, que se enquadram no intervalo de valores da bibliografia consultada (Quadro 6.32), que variam entre 1,5 a 29 Kg PO₄ eq./ha, em função da intensidade do sistema.

Da comparação de valores pode-se concluir-se que as culturas forrageiras por nós estudadas se podem classificar como de baixo *input* e de baixa intensidade originando uma emissão de substâncias eutrofizantes muito inferior ao referido para os sistemas de média e alta intensidade.

Relativamente à cultura do girassol e da ervilha foram determinados valores de emissão de substâncias eutrofizantes claramente inferiores aos valores da bibliografia consultada (Quadro 6.33).

Quadro 6.33 – Emissão de substâncias eutrofizantes do girassol e ervilha

Cultura	Eutrofização (Kg PO ₄ eq/ha)		Autor
	Resultados	Valores de Bibliografia	
Girassol	0,62 (Convencional) 0,29 (S. Directa)	8,02	Spugnoli et al., 2005
		8,7	Van der Werf et al., 2005
		20,2	Van der Werf, H., 2004
Ervilha	1,47 (Convencional) 1,07 (S.Directa)	31,22	Van der Werf, H., 2004
		34,4	Van der Werf, H., 2004
		26,3	Van der Werf et al. 2005

Da comparação efectuada parece evidente o menor impacte ambiental em termos de emissão de substâncias eutrofizantes das actividades estudadas relativamente à reportada pela maioria dos autores.

6.1.4 – Considerações finais

Da comparação dos resultados obtidos nas actividades vegetais quer da exploração mista, quer da exploração de culturas arvenses com os referidos na literatura consultada pode-se concluir que, de uma forma geral, os indicadores por nós determinados se enquadram no intervalo de valores referidos pelos diversos autores,

situando-se, de uma forma geral, acima dos valores mínimos, originados por sistemas de produção de muito baixa intensidade ou em modo de produção biológico, mas abaixo do valor médio e claramente inferiores aos valores máximos, indiciando que os sistemas de produção cultural das duas explorações estudadas recorrem a tecnologias de produção com uma menor utilização de recursos (azoto e energia), originando também níveis de emissões poluentes para o ambiente inferiores aos valores médios de bibliografia.

Os resultados obtidos na exploração mista evidenciaram que os cereais originam impactes superiores aos das forragens em todos os indicadores de impacte ambiental utilizados. Nos cereais os consumos de azoto e de energia foram mais elevados, as emissões de gases de efeito de estufa e de substâncias responsáveis pela acidificação e eutrofização foram superiores, assim como o impacte global determinado pelos eco-indicadores 95 e 99.

Os resultados obtidos na exploração de culturas arvenses utilizando a metodologia convencional de mobilização de solo e, em alternativa, a sementeira directa evidenciaram que a sementeira directa origina uma redução do consumo de recursos não renováveis, nomeadamente combustíveis fósseis, e reduz as emissões de gases de efeito de estufa e de substâncias acidificantes e eutrofizantes e possibilita um menor impacte ambiental global.

6.2 – Avaliação económica

Nesta parte, são apresentados os resultados referentes aos custos de produção, margem bruta, margem líquida e rendibilidade global dos factores de actividades vegetais das duas explorações e os resultados dos modelos de programação matemática desenvolvidos para avaliar e analisar o *trade off* dos efeitos económicos e ambientais da alteração da PAC nas duas explorações estudadas.

6.2.1 – Avaliação económica de cereais e forragens da exploração mista

Nas contas de actividade elaboradas para determinar os indicadores económicos os preços de factores de produção e de produtos referem-se ao ano agrícola de 2004/05.

6.2.1.1 - Custos de produção de cereais e forragens

No quadro 6.34 apresenta-se o custo de produção completo e a estrutura de custos dos cereais e forragens.

O custo de produção completo, expresso em €/ha, resultou do somatório dos encargos variáveis e dos encargos fixos na actividade.

Quadro 6. 34 - Custo de produção completo e estrutura de custos de cereais e forragens

	Trigo Rijo	Trigo mole	Aveia	Aveia x vícia	Azevém
Encargos variáveis (€/ha)	365,1	355,7	253,9	266,3	214,6
Encargos fixos (€/ha)	42,8	42,9	37,7	32,2	28,8
Custo de Produção Completo (€/ha)	407,9	398,6	291,6	298,5	243,4
Estrutura de custos (%)					
Trabalho	11,5	13,2	15,9	19,8	22,2
Combust. e lubrificantes	11,5	11,8	14,4	12,1	13,9
Materiais e diversos	59,2	56,9	48,6	49,1	43,1
Conserv. e reparações	4,6	4,8	5,7	5,6	6,3
Amortizações	8,6	8,8	11,0	8,8	9,9
Outros	4,6	4,6	4,5	4,6	4,5

As actividades cerealíferas apresentaram encargos variáveis e encargos fixos superiores aos das culturas forrageiras.

De entre os cereais, o trigo rijo foi a actividade com encargos variáveis por hectare mais elevados (365,1 €/ha) seguido do trigo mole com menos 9,4 €/ha e da aveia com menos 111,2 €/ha. Nas actividades forrageiras, a aveia x vicia apresentou encargos variáveis superiores em 51,7 €/ha aos do azevém.

Nos encargos fixos as actividades trigo têm valores superiores aos da aveia. A aveia x vicia apresentou encargos fixos superiores em 3,4 €/ha aos do azevém

O trigo rijo foi a actividade que apresentou um custo de produção completo mais elevado (407,9 €) seguida do trigo mole com menos 9,3 €/ha. Comparativamente ao trigo mole e ao trigo rijo a aveia apresentou um custo de produção por hectare inferior, respectivamente em 26,8% e 28,5%.

As actividades vegetais destinadas à alimentação animal, como seria de esperar, apresentaram custos de produção por hectare de 298,5 e 243,4 €/ha, respectivamente na aveia x vicia e azevém, inferiores aos dos cereais.

O custo unitário de produto principal, expresso em €/Kg, foi determinado deduzindo ao custo de produção completo o valor em euros do produto secundário e dos subsídios recebidos pela actividade e dividindo, posteriormente, pela quantidade de produto principal produzido. Estes custos nos cereais (entre 0,10 e 0,13 €/Kg) foram superiores aos determinados para as culturas forrageiras (entre 0,05 e 0,06 €/Kg), devido à menor produtividade dos cereais.

Se analisarmos a estrutura de custos das diferentes actividades vegetais em estudo verificamos que os custos dos materiais e diversos, que incluíram as despesas com compra de sementes, fertilizantes e fitofármacos, energia, etc., foram os custos com maior peso na estrutura de custos das actividades estudadas. Nas culturas cerealíferas representaram entre 59,2% (trigo rijo) e 48,6% dos custos da actividade (aveia), enquanto nas culturas forrageiras representaram entre 49,1% e 43,1%, respectivamente no azevém e na aveia x vicia.

Os custos das amortizações nas culturas cerealíferas representaram entre 8,6% (trigo rijo) e 11,9% (aveia) e um pouco menos nas culturas forrageiras (8,8% na cultura da aveia x vicia e 9,9 % no azevém).

Pelo contrário, os custos relacionados com o trabalho foram superiores nas culturas forrageiras comparativamente às culturas cerealíferas, tendo-se determinado valores de 22,2% e 19,8%, respectivamente no azevém e na aveia x vicia, e de 11,5% e 13,2% e 15,9%, nas culturas de trigo rijo, trigo mole e aveia, respectivamente.

As restantes categorias de custos tiveram um peso semelhante na estrutura de custos, não se verificando uma hierarquização clara entre culturas cerealíferas e culturas forrageiras.

Os outros custos, referentes aos gastos gerais, reserva para riscos não seguráveis e remuneração do empresário, representaram entre 4,5% e 4,6% dos custos totais.

6.2.1.2 - Margens Brutas, Margens Líquidas e Rendibilidade Global dos Factores de cereais e forragens

No quadro 6.35 são apresentadas as margens brutas e líquidas e a rendibilidade global dos factores das actividades estudadas, calculadas a partir das respectivas contas de actividade.

Na exploração mista a aveia x vicia e o azevém destinam-se à alimentação dos bovinos na forma de feno, assim como as palhas de cereais e o grão de aveia. Apesar disso, e apenas para avaliar a viabilidade económica destas culturas, baseámo-nos no pressuposto que os produtos obtidos eram comercializados, a preços de mercado.

Nos proveitos das actividades trigo mole e trigo rijo incluíram-se os valores das vendas dos produtos primários e secundários e as ajudas recebidas no âmbito da PAC no ano agrícola 2004/05.

Da análise das margens brutas e margens líquidas pode-se concluir que todas as actividades apresentaram viabilidade económica. Em ambos os indicadores económicos, os cereais apresentaram valores superiores aos determinados para as actividades vegetais destinadas à alimentação animal.

A actividade vegetal que originou a margem bruta e a margem líquida mais elevada foi o trigo rijo, respectivamente com 486,9 e 444,1 €/ha, seguida do trigo mole, com menos 268,7 €/ha na margem bruta e menos 268,9 €/ha na margem líquida. As diferenças entre estas duas culturas foram devidas às ajudas atribuídas, uma vez que o trigo rijo para além de beneficiar da ajuda compensatória igualmente atribuída ao trigo mole, beneficiou ainda de uma ajuda suplementar.

Quadro 6.35 – Margem Bruta, Margem líquida e Rendibilidade Global dos Factores dos cereais e das forragens da exploração mista (€/ha)

	Trigo Rijo	Trigo Mole	Aveia	Aveia x vícia	Azevém
PROVEITOS					
Produto Principal	273,0	299,0	234,0	450,0	400
Produto secundário	136,8	145,7	128,8	12,0	32,1
Subsídio	442,2	129,2	129,2	-	-
ENCARGOS					
Encargos variáveis	365,1	355,7	253,9	266,3	214,6
Encargos fixos	42,8	42,9	37,7	32,2	28,8
Margem Bruta	486,9	218,2	238,0	195,7	217,5
Margem Líquida	444,1	175,2	200,4	163,5	188,7
Rendibilidade Global dos Factores (RGF)	2,08	1,43	1,68	1,54	1,77

A aveia originou valores superiores aos do trigo mole, mas inferiores aos do trigo rijo.

Nas actividades forrageiras determinaram-se margens brutas de 217,5 €/ha e de 195,7 €/ha, respectivamente no azevém e na aveia x vícia, originando margens líquidas de 188,7 e de 163,5 €/ha.

A margem líquida do trigo rijo foi nitidamente superior a todas as outras culturas. Esta clara diferença resultou, principalmente das ajudas atribuídas a esta cultura. As culturas forrageiras não beneficiaram de ajudas comunitárias. Na cultura do

trigo rijo a fracção relativa ao subsídio, em termos percentuais, representou 51,9%, enquanto no trigo mole representou 22,5% e na aveia 26,3%.

A rendibilidade global dos factores evidencia que em todas as actividades o resultado final é positivo ou de ganho. O valor mais elevado é obtido no trigo duro (2,08) e o mais baixo no trigo mole (1,43). A aveia tem um RGF (1,68) superior ao da aveia x vicia (1,54), mas inferior ao do azevém (1,77).

6.2.2 - Avaliação económica de culturas arvenses

A análise económica abrangeu a determinação em cada sistema de mobilização de solo do custo de produção por hectare, da estrutura de custos, da margem bruta, da margem líquida e da rendibilidade global dos factores das diferentes culturas da rotação da exploração de culturas arvenses.

6.2.2.1 – Custos de produção das culturas arvenses

O custo de produção completo por hectare e respectiva estrutura de custos das culturas arvenses utilizando os dois sistemas de mobilização de solo estudados são apresentados no Quadro 6. 36.

No sistema convencional, as actividades com o custo de produção por hectare mais elevado foram o trigo rijo 1 e o trigo rijo 2, respectivamente com 431,1 €/ha e 401,0 €/ha, seguidos da actividade girassol com custo de produção de 206,8 €/ha e da ervilha com 189,5 €/ha.

A comparação dos custos de produção por hectare entre o sistema convencional e o sistema com utilização de sementeira directa evidenciou que apenas a cultura da ervilha teve custos de produção ligeiramente superiores na sementeira directa.

Quadro 6.36 - Custo de produção completo e estrutura de custos das culturas arvenses

	Girassol	Trigo rijo 1	Ervilha	Trigo rijo 2
SISTEMA CONVENCIONAL				
Encargos variáveis (€/ha)	185,5	381,9	163,5	362,0
Encargos fixos (€/ha)	21,3	49,2	26,0	39,0
Custo de Produção Completo (€/ha)	206,8	431,1	189,5	401,0
Estrutura de custos (%)				
Trabalho	9,6	5,7	11,5	4,0
Combust. e lubrificantes	9,1	4,1	10,8	2,8
Materiais e diversos	69,8	77,8	61,5	83,6
Conserv. e reparações	2,7	2,9	4,4	1,9
Amortizações	4,1	4,8	7,2	3,0
Outros	4,7	4,7	4,6	4,7
SEMENTEIRA DIRECTA				
Encargos variáveis (€/ha)	139,3	359,8	170,2	359,8
Encargos fixos (€/ha)	19,4	53,9	21,2	40,8
Custo de Produção Completo (€/ha)	158,7	413,7	191,4	400,6
Estrutura de custos (%)				
Trabalho	5,2	4,3	5,0	4,6
Combust. e lubrificantes	4,5	2,9	4,1	3,2
Materiais e diversos	76,7	82,6	78,2	81,5
Conserv. e reparações	3,3	2,1	2,8	2,2
Amortizações	5,6	3,4	4,8	3,6
Outros	4,7	4,7	5,1	4,9

A diminuição dos custos de produção com a adopção da sementeira directa também é referida por Carvalho e Basch (1999), que para a cultura do trigo verificaram uma redução de custos por hectare da ordem de 16 %, afirmando que para as forragens que consomem menos materiais essa diminuição poderia ser maior.

A análise da estrutura de custos das actividades estudadas evidenciou que a utilização da sementeira directa se traduziu numa diminuição em termos percentuais dos custos relacionados com a tracção (combustíveis e lubrificantes) e com o trabalho, aumentando a percentagem dos custos associados com os materiais diversos.

6.2.2.2 - Margens Brutas, Margens Líquidas e Rendibilidade Global dos Factores de culturas arvenses

No Quadro 6.37 são apresentadas as margens brutas e líquidas e rendibilidade global dos factores (RGF) das actividades agrícolas estudadas, determinadas a partir dos respectivos orçamentos de actividade.

Na sementeira directa os resíduos das culturas são deixados no solo, pelo que nesta tecnologia não são contabilizados produtos secundários.

Um segundo aspecto a considerar é o elevado peso que os subsídios à produção tiveram no total de proveitos, que em termos percentuais representaram 35,5%, 49,2%, 38,5% e 50,1%, respectivamente no girassol, trigo rijo 1, ervilha e trigo rijo 2, no sistema convencional. No sistema de sementeira directa o peso do subsídio foi superior em todas as culturas, tendo-se determinado percentagens de 46,4%, 55,8%, 47,9% e 56,6%, respectivamente no girassol, trigo rijo 1, ervilha e trigo rijo 2.

A análise da margem bruta evidenciou que todas as culturas originaram valores superiores com a utilização de sementeira directa, à excepção da ervilha. No trigo rijo 1 a variação foi de 15% entre os dois sistemas, enquanto no trigo rijo 2 essa diferença foi de 11%. Para o girassol a diferença entre os dois sistemas foi de 31%. Na ervilha registou-se uma redução de 22,4 €.

Quadro 6.37 – Margem Bruta, Margem Líquida e Rendibilidade Global dos Factores (RGF) das culturas arvenses (€/ha)

	Girassol	Trigo Rijo 1	Ervilha	Trigo Rijo 2
Sistema Convencional				
PROVEITOS				
Produto Principal	234,4	420,0	217,3	406
Produto secundário		35,0	20,0	35,0
Subsídio	129,2	442,2	148,6	442,2
ENCARGOS				
Encargos variáveis	185,5	381,9	163,5	362,0
Encargos fixos	21,3	49,2	26,0	39,0
Margem Bruta	178,1	515,3	222,4	521,2
Margem Líquida	156,7	466,1	196,4	482,2
RGF	1,75	2,08	2,03	2,20
Sementeira Directa				
PROVEITOS				
Produto Principal	199,4	420,0	177,6	406,0
Produto secundário				
Subsídio	173,2	531,2	192,6	531,2
ENCARGOS				
Encargos variáveis	139,3	359,8	170,2	359,8
Encargos fixos	19,4	53,9	21,2	40,8
Margem Bruta	233,3	591,4	200,0	577,4
Margem Líquida	213,9	537,5	178,8	536,6
RGF	2,34	1,86	1,93	2,34

Relativamente à margem líquida verificou-se uma tendência semelhante à verificada na margem bruta, isto é, as culturas realizadas no sistema de sementeira

directa apresentaram margens líquidas mais elevadas, à excepção da ervilha. Determinaram-se aumentos de 36%, 15% e 11% respectivamente para o girassol, trigo rijo 1 e trigo rijo 2, enquanto a ervilha registou uma redução de 10%.

Estas diferenças entre as margens líquidas obtidas para cada actividade nos dois sistemas derivam, por um lado do sistema de sementeira directa ter menos custos para a implantação das culturas, nomeadamente pelo facto de não ter mobilizações de solo para preparação da cama para a semente e, por outro lado, porque este sistema beneficia de mais dois subsídios, um relativo à sementeira directa e outro devido às palhas das culturas serem deixados sobre o solo. O facto de a ervilha apresentar margem líquida mais baixa com a utilização de sementeira directa pode ser explicado por se ter considerado menor produtividade da cultura neste sistema.

Os resultados referentes ao indicador rendibilidade global dos factores evidenciam que todas as actividades são positivas em ambas as tecnologias de mobilização de solo. A tecnologia de sementeira directa origina aumentos deste indicador na cultura do girassol (1,75 vs 2,34) e do trigo rijo2 (2,20 vs 2,34) e diminuição nas culturas do trigo rijo 1 (2,08 vs 1,86) e da ervilha (2,03 vs 1,93)

6.3 - Avaliação dos efeitos económicos e ambientais da alteração da PAC

A apresentação e discussão dos resultados incidirá em primeiro lugar na exploração mista. Para esta exploração a avaliação dos efeitos económicos e ambientais da alteração da política agrícola baseia-se no *output* do modelo desenvolvido e calibrado para o sistema de produção desenvolvido actualmente na referida exploração (Agenda 2000) e no *output* do modelo alterado para incluir as normas definidas para aplicação da reforma da PAC de 2003, nomeadamente a introdução do Regime de Pagamento Único.

Na exploração de culturas arvenses analisa-se, primeiro, os efeitos económicos e ambientais da aplicação da medida agro-ambiental relativa à sementeira directa no âmbito da Agenda 2000. Posteriormente será analisado o efeito da aplicação das normas

definidas no âmbito da Reforma Intercalar da PAC (2003), nomeadamente a supressão das ajudas directas à produção e a aplicação do Regime de Pagamento Único.

6.3.1 – Resultados da aplicação do modelo de programação linear na exploração mista

Para facilitar a interpretação dos resultados da simulação do modelo importa referir que para além das actividades cerealíferas e forrageiras o plano de produção da exploração inclui olival, *set-aside* e pastagem natural e pastagem melhorada.

Os impactes ambientais do trigo mole, trigo duro, aveia, aveia x vicia e azevém incorporados no modelo foram os valores dos indicadores anteriormente descritos.

Para o olival foram quantificados por hectare um balanço azotado de 1,64 Kg de N, um *input* de energia de 5,67 GJ, emissão de gases de efeito de estufa de 295,5 Kg CO₂eq, uma acidificação de 2,64 Kg de SO₂eq, e uma eutrofização de 0,40 Kg de PO₄eq. Para o impacte global medido pelo Eco indicador 95 calculou-se um valor de 1,39 Pt.

Para o *set-aside* não foram quantificados impactes ambientais uma vez que na área reservada ao pousio obrigatório não se procedia a qualquer prática cultural.

Para as pastagens contabilizou-se o impacte ambiental resultante das práticas culturais implementadas (fertilização azotada, combustíveis e lubrificantes) mais o impacte ambiental da actividade animal (gases de efeito de estufa, acidificação e eutrofização), considerando um encabeçamento de 0,5 cabeças normais por hectare. Assim, para a pastagem natural foram quantificados por hectare um balanço azotado de -4,05 Kg de N, um *input* de energia de 1,36 GJ, emissão de gases de efeito de estufa de 830 Kg CO₂eq, acidificação de 0,71 Kg de SO₂eq, e eutrofização de 0,12 Kg de PO₄eq. Para o impacte global medido pelo Eco indicador 95 calculou-se um valor de 0,66 Pt.

Para a pastagem melhorada foram quantificados por hectare um balanço azotado de 29,12 Kg de N, um *input* de energia de 5,85 GJ, emissão de gases de efeito de estufa de 1577 Kg CO₂eq, uma acidificação de 6,45 Kg de SO₂eq, e uma eutrofização de 5,53 Kg de PO₄eq. Para o impacte global medido pelo Eco indicador 95 calculou-se um valor de 3,08 Pt.

Relativamente aos indicadores económicos para o olival a margem líquida determinada foi de 360,0 €/ha, incluindo uma ajuda de 253,0 €/ha.

Para a determinação da margem líquida da exploração pela simulação do modelo consideram-se as margens líquidas das actividades trigo mole, trigo duro, olival, já mencionadas e o subsídio ao *set aside* (129,15€/ha) e a margem líquida da actividade bovinos (656,13 €/cab.) e os custos de produção das actividades de auto-consumo (aveia, aveia x vícia, azevém e pastagem melhorada), conforme consta no *input* do modelo de programação linear que se apresenta em anexo.

O modelo foi desenvolvido para a situação actual da empresa (cenário base), no quadro da Agenda 2000, satisfazendo a obrigatoriedade de deixar em *set aside* (Reg. EU 1251/99) 10% da área com culturas motivo de ajuda.

Com o objectivo de analisar os efeitos da alteração da política agrícola no âmbito da reforma da PAC de 2003, criou-se um cenário alternativo, designado por cenário A.

6.3.1.1 – Validação do cenário base

No Quadro 6.38 são apresentados os resultados dos indicadores económicos e ambientais obtidos pela simulação do modelo.

O plano de produção resultante da simulação do modelo para o cenário base é idêntico ao praticado na exploração, já que no modelo se mantiveram fixas as actividades vegetais e as respectivas áreas por elas ocupadas. Da simulação do modelo

resultou um efectivo de 85 vacas ligeiramente superior ao existente na exploração (80 vacas).

Quadro 6.38 – Resultados do modelo desenvolvido para a exploração mista

	Cenário base (Agenda 2000)	Dual	Cenário A RPU (2003)	Dual
Trigo Mole (ha)	22	215,62	23,466	78,40
Aveia (ha)	22	305,97	23,466	120,53
Aveia x Vícia (ha)	22	196,76	23,466	121,28
Trigo Duro (ha)	22	481,44	23,466	34,32
Azevém (ha)	22	187,91	23,466	120,17
Pastagem Natural (ha)	78,7	88,91	78,7	72,31
Olival (ha)	16	251,09	16	14,69
Set aside (ha)	7,33			
Bovinos	85		89	
Aluguer de pastagem (ha)	50		50	
Terra		167,05 (€/ha)		68,93
Balanco de azoto (Kg N)	4141,52	2,69 (€/Kg N)	4436,96	0,41 (€/Kg N)
Input de energia (GJ)	1156,25	21,54 (€/GJ)	1220,13	3,23 (€/GJ)
Emissão gases efeito estufa (Kg CO2eq.)	260750	0,13 (€/Kg CO2eq.)	273460	0,02 (€/Kg CO2eq.)
Acidificação (Kg SO2eq.)	2764,49	6,14 (€/Kg SO2eq.)	2942,18	0,78 (€/Kg SO2eq.)
Eutrofização (Kg PO4eq.)	1001,44	18,80 (€/Kg PO4eq.)	1067,12	2,64 (€/Kg PO4eq.)
Eco 95 (Pt)	841,08	23,42 (€/Pt)	892,19	3,22 (€/Pt)
Margem Líquida (€)	62 081,49		62 358,87	
Subsídio (€)	48 516,23		48 328,04	

O valor dual ou preço sombra da terra é determinado através da média ponderada dos duais estimados pelo modelo para cada actividade vegetal.

O valor determinado de 167,05 €/ha é muito superior ao valor referido na Tabela de Arrendamento⁴ para solos de classe C (35,69 €/ha) e D (16,87 €/ha), solos predominantes na exploração. Este desfasamento, possivelmente, está relacionado com o sistema de apoio ao rendimento do agricultor, uma vez que as ajudas concedidas estão associadas à produção e à área cultivada.

Os resultados do modelo para o cenário base simulado (Agenda 2000) evidenciam o contributo fundamental das ajudas directas recebidas que se elevam a 48 516,23 €, (185,17 €/ha) no resultado económico da exploração cuja margem líquida ascende a 62 081,49 € (236,95€/ha). Assim as ajudas directas representam cerca de 78% da margem líquida da exploração.

Relativamente aos indicadores ambientais obtêm-se valores de balanço de azoto de 4 141,52 KgN e de 1 156,25 GJ de *input* de energia. No que diz respeito às emissões de gases de efeito de estufa, substâncias acidificantes e eutrofizantes obtêm-se valores de 260750 Kg CO₂eq, 2764,49 Kg SO₂eq e 1001,44 Kg PO₄eq, respectivamente. O impacte global medido pelo Eco indicador 95 é 841,08 Pt.

Os custos marginais dos indicadores ambientais são dados pelos preços duais ou preços sombra e representam o decréscimo da margem líquida da exploração, isto é, o custo que o agricultor suporta, pela redução de uma unidade do efeito ambiental de cada restrição.

No caso do balanço de azoto e do *input* de energia para reduzir o excesso de azoto em 1 Kg ou de 1 GJ de energia a margem líquida do agricultor é reduzida em 2,69 € e 21,54 €, respectivamente.

⁴ Publicada no DR nº184 (II Série), Portaria nº 963/2005 de 23 de Setembro de 2005.

Os custos marginais de redução das emissões totais de gases de efeito de estufa (Kg CO₂eq), da acidificação (Kg SO₂eq) e da eutrofização (Kg PO₄eq) são cerca de 0,13, 6,14 e 18,80 €/Kg, respectivamente.

O custo marginal do Eco indicador 95, indicador de impacto global, é de 23,42€/Pt.

Estes são os valores marginais a considerar se se quiser reduzir marginalmente estes indicadores através de medidas de política agro-ambiental.

6.3.1.2 – Cenário RPU

A reforma da PAC de 2003 alterou a forma de apoio na agricultura, com o desligamento parcial dos pagamentos directos da produção e a introdução do regime de pagamento único (RPU). Portugal para aplicação deste novo regime optou pelo desligamento total para algumas actividades deixando parcialmente ligados os apoios nas actividades em que o desligamento total poderia afectar a continuidade da actividade. Estão neste caso as actividades que existem nesta exploração, nomeadamente os cereais (trigo mole, trigo duro e aveia) cujas ajudas foram totalmente desligadas e os bovinos (vaca aleitante) que mantêm parte da ajuda ligada à produção.

Relativamente ao cenário A, correspondente à introdução do rendimento único, a não obrigatoriedade de realização de *set aside* liberta esta área para outras possíveis utilizações. Optámos por repartir essa área pelas actividades cerealíferas e forrageiras, traduzindo-se esta actuação no aumento das áreas de produção de cereais e de forragens.

Em consequência, cada actividade vegetal da rotação de culturas da exploração passa a ter a área de 23,47 ha, mantendo-se a área ocupada pelas pastagens e a área ocupada pelo olival.

Este aumento da área das culturas (cereais e forrageiras) originou maior produção, nomeadamente de feno, palha e grão de aveia produtos utilizados na alimentação dos animais, Este aumento de disponibilidades alimentares para os animais,

traduziu-se no aumento do efectivo para 89 vacas, enquanto no cenário base o efectivo era constituído por 85 vacas.

Relativamente aos resultados económicos, como se observa no Quadro 6.38, a maximização da margem líquida da exploração é de 62 358,87 €. O total de subsídios recebidos é de 48 328,04 € representando cerca de 77,5% da margem líquida. No cenário da reforma da PAC de 2003 a margem líquida da exploração é superior em 277,38 € à verificada no cenário base no âmbito da Agenda 2000.

Pelos resultados obtidos é notório que, quer no âmbito da Agenda 2000 (cenário base) quer no âmbito do quadro da reforma da PAC de 2003 (cenário A), a exploração depende das ajudas que recebe. No cenário base os subsídios atribuídos à exploração ascendem a 48 516,23 €, enquanto no cenário A se verifica uma diminuição de 188 €, atingindo o valor de 48 328,04 €. Este valor inclui a parte do subsídio às vacas não desligado, a parte das ajudas desligadas (arvenses e bovinos) moduladas e as indemnizações compensatórias.

O contributo dos subsídios no valor do rendimento da exploração é de 78,2% e 77,5% respectivamente para o cenário base e o cenário A.

Os resultados económicos obtidos nesta exploração evidenciam que a reforma Intercalar da PAC de 2003 permite melhorar ligeiramente a margem líquida obtida pela exploração comparativamente ao cenário base associado à Agenda 2000. Também Debove e Jayet (2006) referem que a substituição parcial das ajudas directas pelo rendimento único se traduz, de forma geral, na melhoria do rendimento dos agricultores.

Relativamente ao preço sombra da terra, ou seja o valor dual associado à restrição terra, determina-se um valor de 68,93 €/há para o cenário A. Este valor é muito inferior ao que se obtém no cenário base que é de 167,05 €/ha. Estes resultados evidenciam que a adopção da reforma da PAC de 2003 origina a diminuição acentuada do preço sombra da terra comparativamente ao valor estimado no quadro da Agenda 2000.

Não obstante esta redução do preço sombra da terra, o seu valor de 68,93 €/ha, ainda é superior aos valores referidos na Tabela de Arrendamento⁵ para solos de classe C (35,69 €/ha) e D (16,87 €/ha), solos predominantes na exploração.

O decréscimo do valor dual da terra quando aumenta o desligamento das ajudas directas, também foi observado por Debove e Jayet (2006), referindo que essa redução deriva do facto dos subsídios não estarem ligados à área.

No que concerne aos indicadores ambientais, a introdução do RPU traduz-se no aumento do impacte ambiental nos diferentes temas ambientais considerados devido, por um lado, à supressão do *set aside*, actividade com impacte ambiental nulo e ao aumento das áreas ocupadas com culturas com maior impacte ambiental e, por outro lado, ao aumento do efectivo animal.

Obtém-se um balanço de azoto e um *input* de energia, respectivamente de 4436,96 Kg N e de 1220,13 GJ. Comparativamente ao cenário base verifica-se um aumento do balanço azotado cerca de 295,4 Kg de N, correspondendo a um incremento de 7,1%.

Relativamente ao *input* de energia, intimamente associado à utilização de combustíveis fósseis, directa ou indirectamente, usados na exploração, a introdução do RPU implica um acréscimo de 5,5% explicado, fundamentalmente, pela maior utilização de combustíveis resultante da maior área ocupada pelas culturas.

Na emissão de gases de efeito de estufa determinaram-se valores 273460 Kg de CO₂eq. (1043,74 Kg de CO₂eq./ha), correspondendo a um incremento de 4,9%, comparativamente ao cenário base, em consequência, fundamentalmente, do incremento da produção de metano originado pelo efectivo animal e pela maior utilização de energia directa e indirecta associada ao aumento das áreas das culturas arvenses que ocuparam a área anteriormente destinada ao *set aside*.

⁵ Publicada no DR nº184 (II Série), Portaria nº 963/2005 de 23 de Setembro de 2005.

Para a acidificação verificam-se valores de 2942,18 Kg de SO₂ eq (11,23 Kg de SO₂ eq/ha) e para a eutrofização de 1067,12 Kg de PO₄eq (4,07 Kg de PO₄eq/ha), traduzindo incrementos de cerca de 6,4% e de 6,6%, respectivamente.

Como seria de esperar verificou-se um aumento de impacte ambiental avaliado pelo Eco-Indicador 95. O valor no cenário base é de 841,08 Pt (3,41Pt/ha), enquanto no cenário A o valor do referido indicador aumentou 6,1%.

Relativamente aos custos marginais dos indicadores ambientais a simulação do modelo origina valores de 0,41 €/Kg N, para o balanço de azoto e de 3,23 €/Gj para o *input* de energia.

Os valores duais de redução das emissões totais de gases de efeito de estufa (Kg CO₂eq), da acidificação (Kg SO₂eq) e da eutrofização (Kg PO₄eq) são de 0,02, 0,78 e 2,64 €/Kg, respectivamente.

O custo marginal do Eco-indicador 95, indicador de impacte global, é de 3,22 €/Pt. Estes valores duais são muito inferiores aos que se obtêm na situação de base.

Com base nestes valores duais verifica-se que o decréscimo da margem líquida da exploração resultante da redução de uma unidade de efeito ambiental no cenário A é menor que no cenário base.

Assim, se a sociedade exigir ao agricultor reduções de impacte ambiental, terá de remunerar o agricultor, em cada tema ambiental com valores mais baixos que no cenário de base, ou seja, do ponto de vista ambiental é possível implementar medidas que sejam mais eficazes, como a utilização de culturas e tecnologias menos agressivas para o ambiente, com menores encargos orçamentais.

6.3.2 – Resultados da aplicação do modelo de programação linear na exploração de culturas arvenses

No Quadro 6.39 são apresentados os resultados dos indicadores económicos e ambientais obtidos pela simulação do modelo calibrado para a situação actual da exploração de culturas arvenses (cenário base) e com diferentes cenários

Quadro 6.39 - *Outputs* resultantes da simulação do modelo desenvolvido para a exploração de culturas arvenses com diferentes cenários

	Cenário base	Dual	Cenário 1 (SD)	Dual	Cenário 2 (RPU)	Dual
Girassol (ha)	45,2	171,04	45,2 (S.D)	228,21	50,2 (S.D.)	81,22
Trigo Duro1 (ha)	45,2	467,49	45,2 (S.D)	551,69	50,2 (S.D.)	67,18
Ervilha (ha)	45,2	210,73	45,2	211,65	50,2	96,81
Trigo Duro 2 (ha)	45,2	482,74	45,2 (S.D)	550,96	50,2 (S.D.)	70,79
Olival (ha)	37	230,86	37	230,86	37	4,080
Set aside (ha)	20,1		20,1		0	
Terra		315,65 (€/ha)		359,34		67,34
Balanco de azoto (Kg N)	3114,41	5,91 (€/Kg N)	3330,37	5,91 (€/Kg N)	3692,11	1,34
Input de energia (GJ)	2875,76	18,12 (€/GJ)	2466,06	8,73 (€/GJ)	2724,74	1,10
Balanco de energia (GJ)	9 217,24	5,87 (€/GJ)	9957,62	4,85 (€/GJ)	11031,39	0,52
Emissão gases efeito estufa Kg CO ₂ eq.	248 821	0,19 (€/Kg CO ₂ eq.)	226623	0,22 (€/Kg CO ₂ eq.)	250919	0,02
Acidificação (Kg SO ₂ eq.)	3299,27	14,01 (€/Kg SO ₂ eq.)	3059,71	15,53 (€/Kg SO ₂ eq.)	3391,23	2,02
Eutrofização (Kg de PO ₄ eq.)	1060,93	43,53 (€/Kg PO ₄ eq.)	937,54	43,63 (€/Kg PO ₄ eq.)	1040,35	9,50
Eco 95 (Pt)	986,65	51,20 (€/Pt)	799,53	27,70 (€/Pt)	883,76	3,68
Margem Líquida da exploração (€)	68 748,22		78 263,27		79 703,48	
Subsídio (€)	63 510,99		73 545,37		74 525,00	

6.3.2.1 – Cenário base

O plano de produção resultante da simulação do modelo para o cenário base é idêntico ao praticado na exploração, sendo constituído por uma rotação de culturas (girassol - trigo rijo1 – ervilha - trigo rijo2,) utilizando o sistema de mobilização convencional do solo, ocupando 180,8 ha, 20,1 ha de *set-aside* e 37 ha de olival.

Os impactos ambientais por hectare das culturas arvenses em rotação incorporados no modelo foram os valores anteriormente descritos.

Em função das operações culturais praticadas, para o olival foram quantificados por hectare um balanço azotado de 1,98 Kg de N, um *input* de energia de 3,7 GJ, emissão de gases de efeito de estufa de 212,67 Kg CO₂eq, uma acidificação de 2,02 Kg de SO₂eq, e uma eutrofização de 0,32 Kg de PO₄eq. Para o impacte global medido pelo Eco indicador 95 calculou-se um valor de 1,11 Pt.

Para o *set-aside* não foram quantificados impactes ambientais uma vez que na área reservada ao pousio obrigatório não se procedia a qualquer prática cultural.

A margem líquida da actividade olival é de 230,86 €/ha incluindo uma ajuda de 226,77 €/ha. O subsídio ao *set-aside* é de 129,15 €/ha.

De forma idêntica ao que se verifica na exploração mista é notório que a margem líquida da exploração de culturas arvenses, que ascende a 68748,22 € está intimamente dependente da concessão das ajudas directas, no montante de 63 510, 99 €. O contributo dos subsídios na margem líquida da exploração é de cerca de 92,5 %.

O preço sombra da terra, ou seja o valor dual associado à restrição da terra, estimado pelo modelo foi de 315,65 €/ha, valor quase cinco vezes superior ao de 67,48 €/ha referido na Tabela arrendamento para solos de classe A que constituem a quase totalidade (97,7%) dos solos da exploração. Tal como para a exploração mista, também nesta exploração o diferencial entre estes dois valores resulta do sistema de apoio ao rendimento do agricultor, uma vez que as ajudas concedidas no cenário base estão associadas à produção e à área cultivada.

Relativamente aos indicadores ambientais obtêm-se valores de balanço de azoto de 3114,41 KgN e de 2875,76 GJ de *input* de energia.

No que diz respeito às emissões de gases de efeito de estufa, substâncias acidificantes e eutrofizantes obtêm-se valores de 248 821 Kg CO₂eq, 3299,27 Kg SO₂eq e 1060,93 Kg PO₄eq, respectivamente.

O impacte global medido pelo Eco indicador 95 é 986,65 Pt.

Os preços duais estimados são de 5,91 € e 18,12 €, respectivamente para o balanço de azoto e o *input* de energia.

Os custos marginais de redução das emissões totais de gases de efeito de estufa (Kg CO₂eq), da acidificação (Kg SO₂eq) e da eutrofização (Kg PO₄eq) são cerca de 0,19, 14,01 e 43,53 €/Kg, respectivamente.

O Eco indicador 95, apresenta um valor marginal de cerca de 51,20 €.

6.3.2.2 – Cenário 1: Medidas Agro-Ambientais

O cenário 1, cenário agro-ambientais, pretende avaliar os efeitos económicos e ambientais da aplicação de medidas agro-ambientais na Agenda 2000, nomeadamente as relacionadas com a prática da sementeira directa.

Tendo a possibilidade de seleccionar a tecnologia de mobilização do solo a aplicar às actividades desenvolvidas na exploração (cenário base) a simulação do modelo selecciona a sementeira directa para todas as culturas que integram a rotação, com excepção da ervilha, que continua a utilizar a tecnologia de mobilização convencional do solo.

Cada cultura da rotação ocupa uma área de 45,2 ha, continuando o *set-aside* obrigatório a ocupar a área de 20,1 ha e o olival (cultura permanente) a área de 37 ha.

Relativamente aos resultados económicos, como se observa no Quadro 6.39, neste cenário a margem líquida da exploração é de 78263,27 €, o que corresponde a um aumento de 13,8% comparativamente ao cenário base.

No âmbito da Agenda 2000, quer no cenário base de estudo, quer no cenário 1 é notório que o rendimento da exploração está intimamente dependente da concessão das ajudas directas. No sistema de produção do cenário base os subsídios atingem o montante global de 63 510,99 €, enquanto com a aplicação de medidas agro-ambientais aumentam em 10 034,4 € atingindo um valor de 73 545,39 €

O peso dos subsídios na margem líquida da exploração com a aplicação das medidas agro-ambientais é de 93,9%, enquanto no cenário base é de 92,4%.

Para o valor dual associado à restrição da terra, o modelo estima um valor de 359,34 €/ha, que é ligeiramente superior ao determinado no cenário base (315,65 €/ha). A semelhança destes valores pode ser explicada pelo facto das ajudas concedidas estarem associadas à área cultivada e à produção.

A utilização da tecnologia de sementeira directa, para além de possibilitar uma melhoria no resultado económico da exploração também permite, à excepção do balanço do azoto, melhorar a performance ambiental da exploração.

O sistema de produção do Cenário 1 origina um balanço de azoto de 3330,37 Kg, valor superior em cerca de 215,96 Kg N ao verificado no cenário base. Este ligeiro incremento deriva, principalmente, da cultura do trigo rijo1 com utilização de sementeira directa que tem *input* de azoto superior ao utilizado no sistema de produção com mobilização convencional.

O *input* de energia é de 2466,1 GJ, enquanto no cenário base é de 2875,1 GJ. A tecnologia de sementeira directa permite uma diminuição de cerca de 14,4% de *input* de energia, que pode ser explicado, fundamentalmente, pela menor utilização de combustíveis resultante do menor número de operações culturais necessárias para implantar as culturas, que compensa o maior consumo de energia associado ao uso de herbicidas de pré emergência na sementeira directa.

A emissão de gases de efeito de estufa é de 226623,2 Kg de CO₂eq, correspondendo a uma redução de 8,9% comparativamente ao cenário base (248820,9 Kg de CO₂eq), em resultado, principalmente, do menor número de operações culturais necessárias. A cultura do girassol utilizando sementeira directa emite menos 53% de gases de efeito de estufa que no sistema convencional de mobilização de solo. Também na cultura do trigo duro2 em sementeira directa (cenário 1) se verifica uma diminuição das emissões de 13,3% relativamente ao sistema de mobilização convencional de solo (cenário 2).

A emissão de substâncias acidificantes é de 3059,71 Kg de SO₂eq. A aplicação das medidas agro-ambientais origina uma redução da acidificação de cerca de 7,3% (239,6 Kg de SO₂ eq), comparativamente ao cenário base (3299,27 Kg SO₂eq.). A redução de emissões é explicada pela utilização da tecnologia de sementeira directa na maioria das culturas, conforme anteriormente referido. As actividades que mais contribuem para esta redução são por ordem decrescente o girassol e o trigo duro², cuja emissão decresce em relação ao sistema de mobilização convencional em 51,6% e 18,2%, respectivamente.

A emissão de substâncias eutrofizantes foi de 937,54 Kg de PO₄eq. correspondendo a uma redução de 11,6 %, em relação ao cenário base (1060,93 Kg de PO₄eq.). Também nesta categoria de impacte ambiental a redução foi devida, principalmente, à utilização da tecnologia de sementeira directa nas culturas do girassol e do trigo duro², que apresentam reduções de 53,2% e 16,2%, respectivamente, comparativamente à utilização de mobilização convencional do solo.

Como consequência lógica dos impactes referidos anteriormente o valor do indicador Eco95 é de 799,53 Pt (3,76 Pt/ha). A aplicação de medidas ago-ambientais referentes à utilização da tecnologia de sementeira directa permite uma redução de cerca de 19,0% no impacte global da exploração, comparativamente à utilização de tecnologia convencional de mobilização do solo.

Os preços duais estimados são de 5,91 € e 8,73 €, respectivamente para o balanço de azoto e o *input* de energia. Os custos marginais de redução das emissões totais de gases de efeito de estufa (Kg CO₂eq), da acidificação (Kg SO₂eq) e da eutrofização (Kg PO₄eq) são cerca de 0,22, 15,53 e 43,63 €/Kg, respectivamente. O Eco indicador 95, apresenta um valor marginal de cerca de 27,70€. Os preços marginais dos indicadores ambientais, com excepção do Eco-indicador 95 são ligeiramente superiores aos do cenário base, seguindo a tendência observada no preço sombra da terra.

Os resultados globais da simulação do modelo evidenciam que no âmbito da Agenda 2000 a aplicação de medidas agro-alimentares, nomeadamente a adopção da tecnologia de sementeira directa possibilita uma melhoria da margem líquida da

exploração e simultaneamente uma redução do impacto ambiental, com excepção do balanço do azoto. Se se pretender limitar o impacto ambiental associado ao azoto através de medidas restritivas à utilização de azoto, o valor a atribuir ao agricultor poderá basear-se no preço sombra do azoto de 5,91 €/Kg N, que corresponde à diminuição da margem líquida do agricultor.

6.3.2.3 – Cenário 2: RPU

O cenário 2, corresponde à alteração de política agrícola no âmbito da reforma da PAC de 2003, nomeadamente à supressão das ajudas directas à produção e a introdução do regime de pagamento único (RPU).

O modelo utilizado no cenário anterior foi adaptado para incorporar as exigências e condicionantes deste novo regime, permitir a avaliação quantitativa das alternativas de produção e avaliar os preços sombra da terra e dos diferentes indicadores ambientais.

O desligamento é incorporado no modelo como um prémio uniforme atribuído à exploração, tendo-se assumido o valor da modulação previsto para a fase final, ou seja, é aplicada uma redução de 5% ao valor do pagamento directo acima de 5000 €.

O plano de produção resultante da simulação do modelo para o cenário RPU mantém a rotação de culturas existente no cenário anterior. Contudo, em virtude da não obrigatoriedade de pousio a área de 20,1 ha ocupada por esta actividade foi afectada às culturas arvenses. Assim cada uma das actividades que integram a rotação (girassol, trigo duro 1, ervilha e trigo duro 2) ocupa uma área de 50,2 ha, mantendo-se o olival em 37 ha.

A maior área cultivada reflecte-se no resultado económico da exploração, ascendendo a margem líquida da exploração a 79 703,48 € e originando um aumento de 1,8% em relação ao cenário 1 e de 15,9% em relação ao cenário base.

O RPU é no montante de 74 525,00 €, isto é cerca de 1,3% superior ao montante das ajudas recebidas no cenário 2. Este aumento deriva do facto de se ter considerado que ao aumento de área cultivada em sementeira directa corresponderia um aumento da ajuda devida a essa prática no âmbito das medidas agro-ambientais. O

contributo do RPU na margem líquida da exploração é de 93,5%, muito semelhante ao do cenário das medidas agro-ambientais (93,9%). Contudo, uma vez que no âmbito das medidas agro-ambientais a concessão da ajuda resulta do estabelecimento de um contrato por um período de cinco anos, esse aumento só seria concedido aquando da realização de um novo contrato.

Em todo o caso, a avaliação económica da exploração evidencia que a alteração da política agrícola decorrente da reforma da PAC de 2003, se traduz na melhoria, ainda que muito ligeira, da margem líquida da exploração. Semelhante conclusão é referida por Debove e Jayet (2006) num estudo efectuado sobre os efeitos do desligamento das ajudas directas na produção agrícola.

A simulação do modelo para o cenário RPU fornece um preço sombra da terra de 67,34 €/ha cerca de 5 vezes inferior ao do cenário anterior (359,34 €/ha), evidenciando que o desligamento total das ajudas origina uma diminuição acentuada do valor marginal da terra comparativamente ao valor estimado no quadro da Agenda 2000. Também Debove e Jayet (2006) se referem ao forte decréscimo do valor dual da terra quando aumenta o desligamento das ajudas directas, justificando essa redução com o facto de a terra deixar de estar associada aos subsídios.

O valor do preço sombra da terra de 67,34 €/ha estimado pelo modelo é bastante semelhante ao valor de 67,48 €/ha referido na Tabela de Arrendamento para o tipo de solos predominante na exploração.

No que concerne aos resultados ambientais, a eliminação da área de pousio obrigatório (actividade não exigente em *inputs* energéticos e azotados e com impacte ambiental nulo para os indicadores estudados) e o aumento da área cultivada de arvenses (de maior impacte ambiental) traduzem-se por valores ligeiramente superiores aos do cenário anterior (mas muito menores que os originados pelo cenário base)

O balanço de azoto atinge o valor de 3692,1 Kg correspondendo a um aumento de 10,9% relativamente ao cenário anterior. O *input* de energia é de 2724,74 GJ, correspondendo a um aumento de cerca de 10,5%.

A emissão de gases de efeito de estufa é de 250918,5 Kg de CO₂eq., a acidificação 3391,23 Kg SO₂eq. e eutrofização de 1040,35 Kg de PO₄eq. correspondendo, respectivamente a aumentos de 10,7%, 10,8% e de 9,9%, comparativamente ao cenário anterior. O indicador Eco95 apresenta o valor de 883,76 Pt, mais elevado que no cenário 1 (799,53 Pt), mas inferior ao do cenário base (986,65 Pt).

Os preços duais estimados são de 1,34 € e 1,10 €, respectivamente para o balanço de azoto e o *input* de energia. Os custos marginais de redução das emissões totais de gases de efeito de estufa (Kg CO₂eq), da acidificação (Kg SO₂eq) e da eutrofização (Kg PO₄eq) são cerca de 0,02, 2,02 e 9,50 €/Kg, respectivamente. O Eco indicador 95, apresenta um valor marginal de cerca de 3,68 €. Os preços marginais dos indicadores ambientais são muito inferiores (5 a 7 vezes) aos estimados para o cenário anterior significando que com a introdução do RPU, o custo que o agricultor suporta pela redução de uma unidade do efeito ambiental de cada restrição é muito menor, que o verificado anteriormente.

Os resultados globais da simulação do modelo evidenciam que a introdução do RPU possibilita uma melhoria da margem líquida da exploração, derivada do aumento da área de culturas arvenses. Este aumento implica simultaneamente um agravamento da performance ambiental da exploração.

6.3.2.4 – Breve análise comparativa dos resultados das explorações

A exploração mista tem uma área de 262 ha, constituída por terra própria (212 ha) e pela área da pastagem alugada para fazer face às necessidades alimentares do efectivo animal. Além da área correspondente a terra própria esta exploração recorre ao aluguer de 50 ha pastagem natural.

A exploração de culturas arvenses, pelo contrário, somente utiliza terra própria, apresentando uma SAU de 238 ha.

Quadro 6.40 – Síntese dos resultados da exploração mista e de culturas arvenses

	Cenário Base		Cenário RPU	
	Expl. Mista	Expl. Arvenses	Expl. Mista	Expl. Arvenses
Ocupação cultural (ha)				
Área cereais	66	90,4	70,38	100,4
Área forragens	44	-	46,93	
Área de pastagens	128,7	-	128,7	
Oleaginosa e proteaginosa	-	90,4		100,4
Olival (ha)	16	37	16	37
<i>Set-aside</i>	7,3	20,1	0	0
Caracterização da exploração				
Area da Exploração (ha)	262	238	262	238
Margem Líquida (€)	62 081,49	68 748,22	62 358,87	79 703,48
Margem Líquida (€/ha)	236,95	288,85	230,0	334,89
Subsídios (€)	48 516,23	63 510,98	48 328,04	74 525,0
Subsídios (€/ha)	185,17	266,85	184,46	313,13
Impacte ambiental por ha				
Balanço Azoto (Kg N/ha)	15,8	13,09	16,9	15,53
<i>Input</i> de energia (GJ/ha)	4,41	12,09	4,66	11,65
Gases Efeito Estufa (kg CO ₂ eq/ha)	995,2	1045,91	1043,74	1054,28
Acidificação (Kg SO ₂ eq/ha)	10,55	13,87	11,23	14,25
Eutrofização (Kg PO ₄ eq/ha)	3,82	4,46	4,07	4,37
Eco-indicador 95 (Pt/ha)	3,21	4,15	3,41	3,71
Preços sombra				
Terra (€/ha)	167,05	315,65	68,93	67,34
Balanço azoto (€/Kg N)	2,69	5,91	0,41	1,34
<i>Input</i> energia (€/GJ)	21,54	18,12	3,23	1,10
Gases efeito Estufa (€/KgCO ₂ eq)	0,13	0,19	0,02	0,02
Acidificação (€/Kg SO ₂ eq)	6,14	14,01	0,78	2,02
Eutrofização (€/Kg PO ₄ eq)	18,80	43,53	2,64	9,5
Eco indicador (€/Pt)	23,42	51,20	3,22	3,68

No quadro 6.40 apresenta-se uma síntese dos resultados económicos, ambientais e preços sombra resultantes da simulação dos modelos para as duas explorações estudadas, no cenário base e no cenário de regime de pagamento único. Para facilitar a comparação os valores reportam-se ao hectare.

6.3.2.4.1 – Cenário base

Relativamente à ocupação cultural ambas as explorações desenvolvem actividades cerealíferas. Na exploração de culturas arvenses os cereais ocupam 37,9% da área da exploração, enquanto na exploração mista os cereais ocupam 25,2% da área da exploração.

A exploração mista desenvolve, fundamentalmente, actividades que servem de alimento para os animais, como sejam os fenos de aveia x vicia e azevém que conjuntamente representam 8,3% da área da exploração e as pastagens incluindo pastagens naturais (103,3 ha) e pastagem natural melhorada (25 ha) que ocupam 48,9 % da exploração.

Na exploração de culturas arvenses para além da área ocupada com cereais, A restante área da exploração é ocupada com a cultura do girassol e da ervilha que ocupam 37,9% da área da exploração e com o olival que ocupa 15,5% da área da exploração.

A área ocupada pelo olival na exploração mista é de 16 ha, o que representa 6,1% do total da área da exploração.

No que diz respeito ao cenário base decorrente da Agenda 2000, a exploração de culturas arvenses apresenta, em termos absolutos, um valor de margem líquida superior em 6666,73 € ao da exploração mista. A margem líquida por hectare é 21,9% superior ao da exploração mista.

Para este resultado económico é determinante o valor dos subsídios recebidos em cada exploração. A exploração de culturas arvenses recebe mais 14 994,75 € de subsídios que a exploração mista, ou seja mais 30,9%. Por hectare o subsídio da

exploração de culturas arvenses é superior em 81,68 €, ao da exploração mista (mais 44,1%).

Relativamente ao impacte ambiental determinado pelos diferentes indicadores utilizados a exploração de culturas arvenses apresenta valores mais elevados por hectare que a exploração mista, com excepção do balanço de azoto.

Em termos de balanço azotado a diferença entre as explorações é de 2,71 Kg/ha. O balanço azotado resulta da diferença entre o *input* e o *output* de azoto. Assim, a diferença entre explorações poderá ser justificado pelo maior *input*, e sobretudo pelo menor *output* da exploração mista, em virtude da baixa eficiência azotada inerente à produção de carne. Por outro lado, o *output* azotado dos animais apenas considera o azoto contido na carne dos animais vendidos, não tendo em consideração a existência de um efectivo reprodutor e de animais de substituição que permanecem na exploração.

O *input* de energia na exploração de culturas arvenses é superior em 7,68 GJ/ha ao da exploração mista. Esta diferença é devida à proporção entre culturas cerealíferas e forrageiras nas explorações. Os cereais têm maior *input* de energia que as culturas destinadas à alimentação animal, conforme se demonstrou anteriormente

O indicador de *input* de energia expressa, não apenas, a pressão sobre os recursos, mas também as emissões resultantes do uso dessa energia, principalmente as devidas à utilização de fertilizantes e combustíveis.

A grande proporção de área ocupada com cereais justifica os níveis mais elevados de emissão de gases de efeito de estufa, da acidificação e da eutrofização da exploração de culturas arvenses, respectivamente mais 50,7 Kg de CO₂eq, mais 3,32 Kg de SO₂eq e mais 0,64 Kg de PO₄eq que na exploração mista.

O impacte global avaliado pelo Eco-indicador 95 da exploração de culturas arvenses foi de 4,15 Pt/ha e de 3,21 Pt/ha na exploração mista.

Relativamente ao valor dual da terra verifica-se que a exploração de arvenses apresenta um valor dual da terra de 315,65 €/ha, bastante superior ao da exploração mista que é de 167,05. A ligação directa entre as ajudas directas concedidas e a terra, assim como a margem líquida mais elevada na exploração de arvenses justificam esta diferença.

Também os dois dos indicadores ambientais são superiores na exploração de culturas arvenses, pelo que se se pretender reduzir o nível de impacte ambiental a redução de margem líquida por unidade de indicador ambiental a reduzir é menor na exploração mista.

6.3.2.4.2 – Cenário RPU

Nos modelos, no cenário RPU, foram incluídas restrições para definição de folhas de cultura (trigo mole, aveia, aveia x vicia, trigo duro e azevém, na exploração mista e girassol, trigo duro 1, ervilha e trigo duro 2, na exploração de culturas arvenses) e olival e suprimiu-se a obrigatoriedade de *set aside*. Em consequência, a área ocupada com o pousio obrigatório (20,1 ha e 7,3 ha, respectivamente na exploração de culturas arvenses e na exploração mista), no cenário da Agenda 2000, foi utilizada pelas culturas das rotações respectivas de cada exploração, o que explica, parcialmente, os resultados obtidos neste cenário RPU.

Na exploração de culturas arvenses acentuou-se a produção de cereais, enquanto na exploração mista aumentou o efectivo animal, devido ao aumento das disponibilidades alimentares.

Em termos de resultados económicos a introdução do regime de pagamento único não originou grandes alterações. A margem líquida da exploração de culturas arvenses mantém-se superior à da exploração mista, quer em termos absolutos, quer por hectare (mais 104,89 €). Tal como no cenário da Agenda 2000 o peso dos subsídios recebidos é determinante para o resultado obtido.

Em termos de impacte ambiental, mantêm-se as tendências verificadas nos diferentes indicadores no cenário da Agenda 2000. Com excepção do balanço de azoto, a exploração de culturas arvenses apresenta valores mais elevados nos diversos indicadores ambientais. Por hectare a exploração de culturas arvenses tem menos 1,37 kg de balanço de azoto e mais 6,99 GJ de *input* de energia, mais 10,5 Kg de CO₂eq, mais 3,02 Kg de SO₂eq e mais 0,3 Kg de PO₄eq que na exploração mista. O impacte global avaliado pelo Eco-indicador 95 da exploração de culturas arvenses foi de 3,71 Pt/ha e de 3,41 Pt/ha na exploração mista.

A globalidade dos resultados da avaliação ambiental evidencia que as diferenças entre as explorações se atenuam no cenário RPU. O aumento do efectivo animal na exploração mista e a utilização de sementeira directa, na maioria das culturas integrantes da rotação, na exploração de culturas arvenses justificam a aproximação das duas explorações em termos de impacte ambiental.

Outro aspecto marcante resultante da alteração de política agrícola é a aproximação verificada no preço sombra da terra.

No cenário da Agenda 2000, a exploração de culturas arvenses apresenta um valor dual da terra de 315,65 €/ha, bastante superior ao da exploração mista que é de 167,05 €/ha. No cenário RPU, o custo marginal da terra da exploração mista regista uma forte diminuição sendo de 68,95 €/ha, valor muito semelhante ao da exploração de culturas arvenses, que é de 67,34 €/ha, e que também decresceu de forma acentuada.

Estes resultados reforçam a conclusão obtida anteriormente, que uma das principais consequências do desligamento das ajudas é a forte redução do custo marginal da terra, aproximando-o do preço de mercado.

Na análise do impacte das diferentes opções de desligamento na agricultura de Espanha efectuada por Júdez et al. (2008) também é salientado que quando o grau de desligamento das ajudas aumenta, o valor dual da terra (associado com os rendimentos por hectare derivado a partir do uso da terra na agricultura) declina.

Relativamente aos valores marginais dos indicadores ambientais, a tendência observada no cenário da Agenda 2000 mantém-se no cenário RPU. Com excepção dos duais do balanço azotado e do *input* de energia, os preços sombras são mais elevados na exploração de culturas arvenses. Contudo, é notória a aproximação dos preços sombra dos indicadores das duas explorações, com a introdução do RPU.

A comparação das explorações, em ambos os cenários, evidencia que a exploração de culturas arvenses apresenta margem líquida em termos absolutos e por hectare superior à exploração mista. No cenário RPU, a maximização da margem

líquida das duas explorações resultou do aumento da área cultivada, e como consequência o impacto ambiental também aumentou.

Apesar deste aumento de impacto ambiental e com base na revisão efectuada para validação dos resultados da avaliação ambiental de actividades desenvolvidas nestas explorações, parece-nos ser possível afirmar, que os dois sistemas estudados não são muito agressivos em termos de impacte ambiental, como é característica dos sistemas extensivos.

Nas duas explorações estudadas e considerando os dois cenários o balanço de azoto situou-se entre 13,1 Kg N/ha e 15,8 Kg N/ha, valor claramente inferior ao estabelecido pela Agência Europeia do Ambiente, para sinalizar um risco provável de contaminação dos aquíferos (>de 25 Kg de N/ha).

Haas et al. (2001) num estudo comparativo de explorações com sistemas de produção intensivo e extensivo concluiu que os sistemas extensivos se caracterizavam por uma menor utilização de energia e azoto e que originavam menores efeitos ambientais associados ao potencial de aquecimento global, à acidificação e à eutrofização, que os sistemas mais intensivos.

CAPÍTULO 7 - CONCLUSÕES

A integração da componente ambiental na avaliação da actividade agrícola e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas são questões centrais da política agrícola actual. A competitividade do sector agrícola, a multifuncionalidade da agricultura e a utilização sustentável dos recursos são objectivos centrais da reforma da PAC de 2003.

Na actualidade, pretende-se que os sistemas de produção agrícola sejam tecnicamente aceitáveis, economicamente viáveis e ambientalmente sustentáveis, numa difícil conciliação entre as exigências técnicas, a obtenção de uma elevada rendibilidade e o uso sustentável dos recursos naturais e limitados.

A revisão bibliográfica efectuada sobre metodologias de avaliação ambiental aplicáveis à agricultura, ao nível das explorações e das regiões agrícolas, revelou a existência de numerosos métodos variando grandemente em termos dos objectivos pretendidos, dos conceitos fundamentais e dos indicadores utilizados.

Os indicadores estão na base dos diferentes métodos de avaliação ambiental, sendo utilizados para diagnosticar o impacto do sistema agrícola sobre o ambiente em relação aos objectivos escolhidos. A dificuldade em efectuar mensurações directas devido a problemas metodológicos, a motivos de ordem prática, ou ao tempo necessário e aos custos inerentes à sua obtenção pode ser contornada recorrendo a indicadores.

As metodologias de avaliação ambiental baseadas em indicadores calculados a partir dos *inputs* utilizados na exploração, nomeadamente o azoto e a energia não renovável, e dos *outputs* obtidos, podem ser úteis na melhoria da gestão destes recursos ao nível da exploração e contribuir para a sustentabilidade dos sistemas de produção.

O uso excessivo de azoto, para além de se repercutir negativamente nos resultados económicos da exploração, acarreta sérios riscos ambientais ao nível da qualidade do ar, da acidificação dos solos, da eutrofização das águas e das alterações climáticas. O balanço do azoto pode ser utilizado para caracterizar o estado da exploração e identificar práticas agrícolas ou processos passíveis de serem corrigidos.

A análise energética, nomeadamente o *input* de energia e o balanço energético também podem ser indicadores ambientais para caracterizar as propriedades dos sistemas de produção e identificar práticas culturais que possam proporcionar uma economia energética e reduzir os custos de produção, assim como melhorar a sustentabilidade das práticas e sistemas agrícolas.

Mais recentemente, a metodologia da análise do ciclo de vida foi aplicada no estudo e comparação de produtos agro-alimentares, culturas vegetais, tecnologias culturais e explorações e sistemas de produção agrícolas. Das vantagens da sua aplicação à avaliação ambiental da agricultura, podem-se salientar o conceito holístico em que se baseia, o elevado número de objectivos ambientais que são avaliados, o tipo de indicadores que utiliza e a grande diversidade de impactes ambientais que pode avaliar.

A revisão sobre a avaliação económica de actividades agrícolas salientou a importância da elaboração de orçamentos de actividade para determinar indicadores de rendibilidade da actividade e fornecer informação necessária ao desenvolvimento de modelos de programação matemática para análise do sector agrícola. A utilização crescente destes modelos na análise dos efeitos das alterações tecnológicas e das políticas agrícolas deriva da sua grande flexibilidade para representarem situações diversas e da relativa facilidade de interpretação dos resultados.

As metodologias de avaliação ambiental, anteriormente referidas, foram utilizadas nesta dissertação na avaliação de actividades vegetais de duas explorações com três objectivos específicos. A avaliação ambiental de cereais e forragens, a avaliação de culturas arvenses com utilização de tecnologia convencional de mobilização de solo ou tecnologia de sementeira directa e a validação dos resultados através da sua comparação com os referidos na bibliografia (*benchmark*)

Os resultados obtidos na exploração mista evidenciaram que os cereais originam impactes superiores aos das forragens em todos os indicadores de impacte ambiental utilizados. Nos cereais os consumos de azoto e de energia foram mais

elevados, as emissões de gases de efeito de estufa e de substâncias responsáveis pela acidificação e eutrofização foram superiores, assim como o impacto global determinado pelos eco-indicadores 95 e 99.

Entre os cereais, a aveia obteve as melhores performances ambientais em todos os indicadores utilizados, à excepção do balanço energético. O trigo rijo apresentou os impactos mais acentuados à excepção do balanço e da eficiência da energia e, conseqüentemente, o trigo mole teve na generalidade dos indicadores performances intermédias.

As culturas forrageiras têm impactos semelhantes, não sendo muito fácil a sua hierarquização. Em cinco indicadores utilizados a aveia x vicia teve impactos inferiores ao do azevém, mas noutros quatro indicadores foi esta cultura que teve melhores performances.

Na exploração de culturas arvenses os resultados relativos à avaliação ambiental das actividades desenvolvidas (girassol, trigo rijo e ervilha) evidenciam que os cereais são actividades com um impacto ambiental muito superior ao originado pelo girassol (oleaginosa) e a ervilha (proteaginosa).

Os resultados obtidos nesta exploração permitem evidenciar que a tecnologia de sementeira directa origina uma redução do consumo de recursos não renováveis, nomeadamente combustíveis fósseis, e reduz as emissões de gases de efeito de estufa e de substâncias acidificantes e eutrofizantes, possibilitando uma diminuição do impacto global das actividades vegetais, comparativamente à tecnologia convencional de mobilização do solo. A adopção de tecnologia de sementeira directa pode contribuir para a melhoria da sustentabilidade das explorações.

Da comparação dos resultados obtidos nas actividades vegetais quer da exploração mista, quer da exploração de culturas arvenses com os referidos na literatura consultada pode-se concluir que, de uma forma geral, os indicadores por nós determinados se enquadram no intervalo de valores referidos pelos diversos autores, situando-se, de uma forma geral, acima dos valores mínimos, originados por sistemas de produção de muito baixa intensidade ou em modo de produção biológico, mas abaixo do valor médio e claramente inferiores aos valores máximos, indiciando que os sistemas

de produção cultural das duas explorações estudadas recorrem a tecnologias de produção com uma menor utilização de recursos (azoto e energia), originando também baixos níveis de emissões poluentes para o ambiente.

Os resultados da simulação do modelo de programação matemática desenvolvido para a exploração mista evidenciam que, quer no âmbito da Agenda 2000, quer no âmbito do quadro da reforma da PAC de 2003, a exploração depende das ajudas que recebe, representando, respectivamente 78,2% e 77,5% da margem líquida da exploração.

Os resultados económicos obtidos nesta exploração evidenciam que a reforma Intercalar da PAC de 2003 permite melhorar ligeiramente a margem líquida obtida pela exploração, por via de se ter utilizado com culturas a área que anteriormente era destinada ao *set-aside*.

A introdução do RPU origina a diminuição acentuada do preço sombra da terra e no que concerne aos indicadores ambientais implica um aumento do impacte ambiental nos diferentes temas ambientais considerados devido, por um lado, à supressão do *set aside*, actividade com impacte ambiental nulo e ao aumento das áreas ocupadas com culturas com maior impacte ambiental e, por outro lado, ao aumento do efectivo animal.

Contudo os valores duais dos indicadores ambientais são muito inferiores aos que se obtêm na Agenda 2000, significando que o decréscimo da margem líquida da exploração resultante da redução de uma unidade de efeito ambiental é menor. Assim, do ponto de vista ambiental é possível implementar medidas que preservem o ambiente com menores encargos orçamentais.

Na exploração de culturas arvenses o modelo desenvolvido para a análise no âmbito da Agenda 2000, dos efeitos económicos e ambientais da adopção de medidas agro-ambientais (tecnologia de sementeira directa) evidenciam também que a margem líquida da exploração depende fortemente da concessão de ajudas directas. O peso dos subsídios na margem líquida da exploração com a aplicação das medidas agro-ambientais é de 93,9%, e de 92,4% no cenário base.

A adopção das medidas agro-ambientais não influencia o valor dual associado à restrição da terra, uma vez que as ajudas concedidas estão associadas à área cultivada e à produção.

A utilização da tecnologia de sementeira directa, para além de possibilitar uma melhoria no resultado económico da exploração também permite, à excepção do balanço do azoto, melhorar a performance ambiental da exploração.

Relativamente à introdução do RPU, a simulação do modelo evidenciou o forte decréscimo do preço sombra da terra e a diminuição dos custos marginais dos indicadores ambientais, com o desligamento das ajudas. O que significa que se exigir ao agricultor reduções de impacte ambiental o valor pelo qual ele tem de ser compensado é muito menor

Os resultados globais da simulação do modelo reforçam os obtidos na exploração mista: a melhoria da margem líquida da exploração, derivada da supressão do pousio obrigatório, e a utilização dessa área para o aumento da área de culturas arvenses, traduziu-se num agravamento da performance ambiental da exploração.

A comparação das explorações evidencia que no âmbito da Agenda 2000 a exploração de culturas arvenses apresenta margem líquida em termos absolutos e por hectare superior à da exploração mista. No cenário RPU, a maximização da margem líquida das duas explorações resultou do aumento da área cultivada, e como consequência o impacto ambiental também aumentou.

A avaliação ambiental comparada das duas explorações, no quadro da Agenda 2000 evidencia que, com excepção do balanço de azoto, a exploração de culturas arvenses apresenta valores mais elevados nos diversos indicadores ambientais. As diferenças atenuam-se com a introdução do RPU. O aumento do efectivo animal na exploração mista e a utilização de sementeira directa, na maioria das culturas integrantes da rotação, na exploração de culturas arvenses justificam a aproximação das duas explorações em termos de impacte ambiental.

Outra conclusão que sai reforçada na comparação das explorações é a forte redução do custo marginal da terra, em consequência do desligamento das ajudas.

Relativamente aos valores marginais dos indicadores ambientais, a tendência observada no cenário da Agenda 2000 mantém-se no cenário RPU. Com excepção dos duais do balanço azotado e do input de energia, os preços sombras são mais elevados na exploração de culturas arvenses que na exploração mista. Contudo, é notória a aproximação dos preços sombra dos indicadores das duas explorações, com a introdução do RPU.

Com base na avaliação ambiental efectuada e na revisão efectuada para validação dos resultados da avaliação ambiental de actividades desenvolvidas nestas explorações, parece ser possível concluir que quer o sistema de produção de culturas arvenses, quer o sistema de produção de bovinos em regime extensivo complementado com a produção de cereais não são muito agressivos em termos de impacte ambiental, como é característica dos sistemas extensivos.

Nas duas explorações estudadas e considerando os dois cenários o balanço de azoto situou-se entre 13,1 Kg N/ha e 15,8 Kg N/ha, valor claramente inferior ao estabelecido pela Agência Europeia do Ambiente, para sinalizar um risco provável de contaminação dos aquíferos (>de 25 Kg de N/ha). Também o input de energia é baixo, pelo que originam menores efeitos ambientais associados ao potencial de aquecimento global, à acidificação e à eutrofização.

Sugestões para investigação futura

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.

Será, igualmente, importante escolher indicadores precisos, mas de simples utilização e estabelecer os níveis máximos aceitáveis desses indicadores, isto é, estabelecer normas ou valores de referência, que possam identificar a performance ambiental desejável. A comparação destes valores de referência com os determinados ao

nível das explorações ou das regiões permitirá identificar as práticas com melhores desempenhos ambientais, perceber a magnitude das diferenças entre agro-indicadores, as razões das diferenças e identificar as alterações que poderão ser implementadas na gestão de recursos de modo a melhorar a performance ambiental dessas explorações ou regiões. O indicador balanço de azoto poderá ser utilizado como um indicador para identificar explorações ou zonas agrícolas potencialmente ameaçadas de poluição ambiental. A sua evolução ao longo do tempo poderá permitir a avaliação da eficácia de aplicação das medidas de política agrícola, como as medidas agro-ambientais ou a directiva dos nitratos.

Os resultados dos modelos relativamente à introdução do RPU, evidenciaram a melhoria da margem líquida das explorações em resultado do aumento da área com culturas devido à utilização da área anteriormente ocupada pelo pousio obrigatório, possibilitando o aumento de área de arvenses e do efectivo animal com o consequente agravamento da performance ambiental das explorações. Por outro lado, com a introdução do RPU e o consequente desligamento das ajudas também se demonstrou o forte decréscimo do preço sombra da terra e a diminuição dos custos marginais dos indicadores ambientais. No futuro será necessário o desenvolvimento de mais estudos que permitam determinar os níveis aceitáveis de impacte ambiental de diversos indicadores e quantificar os valores marginais dos indicadores ambientais possibilitando conhecer economicamente os custos resultantes de eventuais medidas de política agrícola visando a redução do impacte ambiental.

A crescente importância atribuída à multifuncionalidade da agricultura, assente nas funções de natureza produtiva e económica, mas também nos aspectos sociais e ambientais implica a necessidade de conciliar objectivos de diferente natureza e muitas vezes opostos. Neste contexto, ressalta a maior complexidade dos processos de decisão relativos ao planeamento e gestão das explorações agrícolas. A aplicação de técnicas operativas da decisão multicritério, no âmbito da programação multiobjectivo e de compromisso poderão ser instrumentos de grande utilidade, na definição de planos de produção ajustados às condições técnicas das explorações que maximizando o rendimento do agricultor minimizem o impacte ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, J.M., Calouro, M.F., Soares, A., 1982. *Tabelas de Valor Alimentar: Forragens Mediterrânicas Cultivadas em Portugal*. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.
- ALLEN, R., 2004. *The nitrogen hypothesis and the English agricultural revolution: a biological analysis*. Nuffield College, Oxford, United Kingdom.
- AMANN, M., Bertok, I., Cofala, J., Gyarfás, F., Heyes, C., Klimont, Z., Schopp, W. and Winiwarter, W. (2005). *Baseline scenarios for the Clean Air for Europe (CAFÉ) programme*. International Institute for Applied Systems Analysis. ([http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/Cafe-Lot1_FINAL\(Oct\).pdf](http://www.iiasa.ac.at/rains/CAFE_files/Cafe-Lot1_FINAL(Oct).pdf))
- ANDERSEN, Mikael S. & Liefferink, Duncan 1997 "Introduction: the impact of the pioneers on EU environmental policy", In: *European environmental policy: The pioneers*, Andersen, Mikael S. & Liefferink, Duncan (eds.) Manchester University Press, pp. 1-39.
- ANDERSON, K., Tyers R., 1992. Effects of gradual food policy reforms in the 1990s. *European Review of agricultural economics*, vol 19(1), pp 1-24
- ANONYMOUS, 2005. Benefits of growing pulses in Western Australia (<http://www.agric.wa.gov.au/content/fcp/lp/beneintr.htm>)
- ANTÓN, A., Montero, J., Muñoz, P., Castells, F. (2003). Identification of the most significant substances in LCA of Mediterranean Greenhouse Horticulture. In: *International Conference: LCA in the agri-food sector*, Halberg, N. e Weidema, B. (Ed). Danish Institute of Agricultural Sciences. Denmark.
- APOSOLO, 1999. *Agricultura de Conservação na Europa: aspectos ambientais, económicos e políticos na UE*. ECAF/Aposolo.
- APPL, M., 1997. *Ammonia, methanol hydrogen, carbon monoxide – modern production technologies*. CRU.
- ARFINI, F., Donati, M., Paris, Q., 2003. A national PMP Model for policy evaluation in agriculture using micro data and administrative information. *International Conference "Agricultural policy reform and the WTO: where are we heading?"* June 23-26. Capri, Italy.
- ARMAND-MADELIN, V., 1992. La prise en compte de l'environnement dans les politiques agricoles. *Economie et Statistique*, nº258-259, pp 105-112.
- ARNALTE, E., Baptista, F., Lourenço, F., Muñoz Zamora, C. e Rodrigo, I. 1998. *El desarrollo rural: Políticas aplicadas, situación actual de debate y perspectivas del futuro a nivel europeo*, Dirección General de Estudios del Parlamento Europeo.
- AUDSLEY, E. 2000. Systematic procedures for calculating agricultural performance data for comparing systems. In *Proceedings of 2nd European Seminar on LCA of Food Products*, 25 e 26 January. Lei-Hague.-
- AUDSLEY, E., Albert S., Clift R., Cowell S., Crettaz P., Gaillard G., Hausheer J., Jolliett O., Kleijn R., Mortensen B., Pearce D., Roger E., Teulon H., Weidema B., van Zeijts H., 1997. *Harmonisation of environmental life cycle assessment for agriculture*. Final Report Concerted Action AIR3-CT94-2028. Silsoe Research Institute, Silsoe, United Kingdom.

- AZAPAGIC, A. e Clift, R. 1999. The application of life cycle assessment to process optimization. *Computers and Chemical Engineering*, 23 (19), pp. 1509-1526.
- AZEVEDO, A. Lobo, Cary, F. C. 1972. Aspectos da Adaptação de Sistemas de Mobilização Mínima na Agricultura Mediterrânea. *Separata do Volume XXXIII dos Anais do ISA*. Lisboa.
- BADOUIN, R. 1987. *Économie Rurale*. Librairie Armand Colin. Paris.
- BAILEY, A P., Basford, W.D., Penlington, N., Park, J.R., Keatinge, J.D.H., Rehman, T., Tranter, R.B. e Yates, C.M 2003. A comparison of energy use in conventional and integrated arable farming systems in the UK. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97, pp. 241-253.
- BALLA, P., Ratislav, M., Dana, K., (s/d). The influence of various soil tillage technologies on the energy balance of production process. *Research Institute of Agroecology*, Michalovce, Slovak Republic
- BARBIER, E.B., 1987. The concept of sustainable economic development. *Environmental Conservation* 14 (2), 101-110.
- BARKAOUI, A., Butault, J.P. Rousselle. J.M. 2000. *Positive Mathematical Programming and Agricultural Supply within EU under Agenda 2000*. <http://eurotools.stat.unibo.it>
- BARRES, D., Boisson J.M. Colson F., 1999. Mesures agri-environnementales: quelle bilan? Quelles perspectives? *Economie Rurale*, nº 249, pp 3-5.
- BARROS, H. e Estácio, F. 1972. *Economia da Empresa Agrícola*. Nova Lisboa. Universidade de Luanda
- BASCH, G. Carvalho, M. 1995. Effect of soil tillage on runoff and erosion under dryland and irrigated conditions on Mediterranean soils. *Conference on Erosion and Land Degradation in the Mediterranean*, Aveiro, June 1995.
- BASCH, G. Carvalho, M. 2000. Mobilização de conservação – Para uma agricultura com futuro. *Boletim Informativo* nº 1 Aposolo.
- BAUER, S. e Kasnakoglu, H. 1990. Non-linear programming models for sector and policy analysis: experience with the Turkish agricultural sector model. *Economic Modelling*, 7, pp 275-290.
- BERGMANN, D. e Baudin, P. 1989. *Politiques d'Avenir pour l'Europe Agricole, Collection Économie Agricole & Agro-Alimentaire*. Economica. Paris.
- BERLIN, J. 2002. Environmental life-cycle assessment (LCA) of Swedish semi-hard cheese. *International Dairy Journal* 12, pp. 939-953.
- BIERMANN, S., Rathke, G.-W, Hülsbergen, K.-J & Diepenbrock, W. , 1999. Energy recovery by crops in dependence on the input of mineral fertilizer. *Final Report of Project. Martin-Luther University, Halle – Wittenberg, Germany*.
- BIEWINGA E.E., van der Bijl G., 1996. *Sustainability of energy crops. A methodology developed and applied*. Report no. 234, Centre for Agriculture and Environment (CLM), Utrecht, The Netherlands. (<http://www.clm.nl/index.html>)
- BISWAS, W., Barton, L., Carter, D., 2008. Global warming potencial of wheat production in Australia: a life cycle assessment. *Water and Environment Journal*, 22(3) pp. 206-216
- BLANCHET, J. e Revel A., 1997. L'intégration des Peco à la nouvelle PAC, une double révolution inachevée. *Economie Rurale*, nº240, pp 49-58.

- BOCHU, J.-L. 2001. L'analyse énergétique: un outil pour mesurer l'autonomie des exploitations agricoles. In: *Journées Techniques d'Élevage*, ITAB, pp. 56-58.
- BOCKSTALLER C., Girardin P., 2003. How to validate environmental indicators. *Agricultural Systems* 76, pp 639-653.
- BOISSON, J.M., 1994. Efficacité, stabilité, équité: une nouvelle perspective pour les revenus agricole en Europe. *Economie Rurale*, n° 220-221, pp 218-223.
- BONNY, S. 1993. Is agriculture using more and more energy? A French case study. *Agricultural Systems* 43 (11), pp.51-66.
- BORIN, M., Menini, C. Sartori, L. 1997. Effects of tillage systems on energy and carbon balance in north-eastern Italy. *Soil & Tillage Research*, 40, pp. 209-226.
- BOSSEL, H., 2001. Assessing viability and sustainability: a system-based approach for deriving comprehensive indicator sets. *Conservation Ecology* 5 (2), 12., <http://www.consecol.org/vol5/iss2/art12/>.
- BOUMAN, B.A.M., Jansen, H.G.P., Schipper, R.A., Nieuwenhuysse, A., Hengsdijk, H., Bouma, J., 1999. A framework for integrated biophysical and economic land use analysis at different scales. *Agricultural Ecosystems and Environment* 75 (1-2), pp. 55-73.
- BOUSSARD, J. M. 1971. Time Horizon, Objective Function and Uncertainty in a Multiperiod Model of Firm Growth. *American Journal Agricultural Economics*, 53(3), pp. 467-477.
- BRENTRUP, F., Küsters, J. Lammel, J., Kuhlmann, H. 2000. Methods to estimate on field nitrogen emissions from crop production as input to LCA studies in the agricultural sector. *International Journal of Life Cycle Assessment* 5, pp 349-357.
- BRENTRUP, F., Küsters, J., Kuhlmann, H. Lammel, J., 2001. Application of the Life Cycle Assessment methodology to agricultural production: an example of sugar beet production with different forms of nitrogen fertilisers. *European Journal of Agronomy* 14, pp 221-233.
- BRENTRUP, F., Kusters, J., Kuhlmann, H., Lammel, J., 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment methodology. I. Theoretical concept of a LCA method tailored to crop production. *European Journal of Agronomy* 20 (3), pp. 247-264.
- BROWER, F. e Lowe, P. 1998."CAP reform and the environment", in: *CAP and the rural environment in transition: a panorama of national perspectives*. Brower, Floor & Lowe, Philip (eds), Wageningen Pers, pp. 13-38.
- BRUGGEN, A.H.C.; Semenov, A.M. 2000. In search of biological indicators for soil health and disease suppression. *Applied Soil Ecology*, vol 15 (1), pp 13-34.
- BRUNDTLAND, G. H. 1991. "O Nosso Futuro Comum", editado por Meribérica/Liber, Lisboa.
- BULLER, H. 2000 "The agri-environmental measures (2078/92)", in: *CAP Regimes and the European countryside*, F. Brower & P. Lowe (eds.), CAB International, pp. 199-219.
- BUYSSE, J., Van Huylenbroeck, G., Lauwers, L. 2007. Normative, positive and econometric mathematical programming as tools for incorporation of multifunctionality in agricultural policy modeling. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 120, pp. 70-81.

- CALDEIRA-PIRES, A. , Rabelo, R.R., Xavier, J.H.V. 2002. Uso potencial da análise do ciclo de vida (ACV) associada aos conceitos de produção orgânica aplicados à agricultura familiar. *Cadernos de Ciência e Tecnologia*, 19(2), pp. 149-178.
- CALOURO, F. 2005. *Actividades Agrícolas e Ambiente. Sociedade Portuguesa de Inovação (SPI)*. Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação S.A. Porto
- CARLSSON-Kanyama, A. 1998. *Energy consumption and emissions of greenhouse gases in the Life-Cycle of Potatoes, Pork meat, Rice and Yellow Peas*. Department of Systems Ecology, Stockholm, Sweden.
- CARPY-GOULARD, F., 2001. *Analyses des relations agriculture-environnement par couplage d'un modèle économique a des indicateurs environnementaux*. Thèse Docteur. Université Montpellier I, Faculté des Sciences Economiques. France.
- CARPY-GOULARD, F., Crouzat A., Maruejols B., 1997. Les agriculteurs et la protection de l'environnement – Application d'une mesure agri-environnementale "protection de captage des eaux potables" – Première évaluation de Ferti-Ségala. *Purpan* n° 183, pp. 87-96.
- CARRANCA, C.F. , de Varennes, A. and Rolston, D. 1999. Biological nitrogen fixation by fababeam, pea and Chickpea under field conditions estimated by the 15N isotope dilution technique. *European Journal of Agronomy* 10, pp. 49-56.]
- CARVALHO e Basch 1999. Importância da Mobilização Mínima em Sistemas de Ley Farming. *Actas do Congresso Europeu sobre Agricultura Sustentável em Ambientes Mediterrâneos*. Badajoz, Março 1999, 113-117.
- CARVALHO, M. 2001. *Manual de Divulgação Sementeira Directa e Técnicas de Mobilização Mínima*. Direcção-Geral do Desenvolvimento Rural (DGDRural). Lisboa.
- CARVALHO, M.L.S. 1994. *Efeitos da variabilidade das produções vegetais na produção pecuária – aplicação em explorações agro-pecuárias do Alentejo: situações actual e decorrente da Nova PAC*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.
- CARY, F. C. 1992. *Estudo de Sistemas Agrícolas no Distrito de Portalegre: Evolução de 1960 a 1990*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.
- CASEY, J.W. e Holden, N.M. 2005. The relationship between gas emissions and the intensity of milk production in Ireland. *Journal Environmental Quality* 34, pp 429-436.
- CASTANHEIRA, E.G, Pereira, C.J.D., Lopes, M. Ferreira, A.J.D., Gomes, D. Eloy, S. 2004. Estudo comparativo da viabilidade ambiental de distintos processos produtivos de queijo curado. *8ª Conferência Nacional do Ambiente*. Lisboa, 27-29 Outubro de 2004.
- CASTANHEIRA, E.G., Pereira, C.J.D., Gomes, D., Aguado, N. 2005. A análise do ciclo de vida como ferramenta de gestão ambiental na indústria de lacticínios. *Congresso Ciências Veterinárias*. EZN, Vale de Santarém, 13-15 Outubro de 2005.
- CAVIGELLI, M.A., S.R. Deming, L.K. Probyn et R.R. Harwood, 1998. *Michigan Field Crop Ecology: Managing biological processes for productivity and environmental quality*, Michigan State University Extension Bulletin E_2646, États-Unis.
- CEBRON, D. et Ferron, R. 2003. Agriculture et environnement - Excédent azoté: la résorption s'amorce. *Agreste Bretagne* 45, pp.4-9.
- CECCON, P., Coiutti, C. e Giovanardi, R. 2002. Energy Balance of Four Systems in North-Eastern Italy. *Italian Journal of Agronomy* 6 (1), pp. 73-83.

- CEDERBERG, C. Mattsson, B. 2000. Life cycle assessment of milk production – a comparison of conventional and organic farming. *Journal of Cleaner Production* 8, pp 49-60.
- CESARETTI, Gian Paolo 1985. “Agriculture under CAP: The Italian Experience” em *Prospective evolution of EEC Common Agricultural Policy: its relevance for mediterranean members*. F. B. Soares (ed.), Lisboa, Instituto Gulbenkian de Ciência, Centro de Estudos de Economia Agrária, pp. 33-57
- CHAMBEL, A., 1992. Estado da Água Subterrânea em Rochas Fissuradas da Região de Évora, In: *Anais do 1º Congresso da Água*, Associação Portuguesa de Recursos Hídricos.
- CHARLES, R., Jolliet, O., Gaillard, G., Pellet, D. 2006. Environmental analysis of intensity level in wheat crop production using life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, pp. 216-225.
- CHOMBART DE LAUWE, J., Poitevin, J., Tirel, J.C.1963. *Nouvelle Gestion des Exploitations Agricoles*. Dunod. Paris.
- CNEEMA, 1974. Tracteurs et machines agricoles. *Livre du Maître*. Tome 3, Antony. CNEEMA.
- COMIÇÃO EUROPEA, 1998. *Estado de aplicação del reglamento (CEE) nº 20789/92: Evaluación del programa agro-ambiental*. VI / 7655 / 98.
- COMIÇÃO EUROPEA, 1999. *Orientaciones para una agricultura sostenible*. COM (1999) 22.
- COMIÇÃO EUROPEIA, 1988. *El futuro del mundo rural*. COM (88) 501 final.
- COMISSÃO EUROPEIA, 2001. *Plano de Acção em matéria de biodiversidade para a agricultura*. COM (2001) 162 Final.
- COMISSION EUROPEENNE 1985 “*Perspectives de la politique agricole commune. Le Livre Verte de la Commission*”, Notes rapides de l'Europe Verte, 33.
- COMISSION EUROPEENNE, 1997. *Pour une Union plus forte et plus large. Agenda 2000* DOC/97/6, 16 Juillet 1997.
- COMISSION EUROPEENNE, 1999. *Agriculture Environnement Development Rurale faits et chiffres – Les Défis de l'agriculture*
- CORDONNIER, P., Carles, R., Marsal, P. 1977. *Économie de l'Entreprise Agricole*. Éditions Cujas. Paris
- CORTIJO, P. 2001. Conclusions: data on energy use and fuel emissions in agriculture. In: Weidema B.P. (ed.) and Meeusen, M.J.G. (ed) *Agricultural data for Life Cycle Assessments*. Volume 1, *Report 2.00.01 Concerted Action PL-97-3079 of the EU Food and Agricultural programme (FAIR)*. Agricultural Economics Research Institute (LEI), The Hague.
- COWELL, S. e Clift, R. 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 8, pp. 321-331.
- CUNHA, M., Amaro, R., Oliveira, A. e Casau, F. 2005. *Tecnologias Limpas em Agro-Pecuária*. Sociedade Portuguesa de Inovação (SPI) Consultadoria Empresarial e Fomento da Inovação S.A. Porto
- DALGAARD, J.P.T., e Oficial R.T., 1997. A quantitative approach for assessing the productive performance and ecological contributions of small holder farms. *Agricultural Systems*, 55, pp. 503-533.
- DALGAARD, R., Halberg, N., Kristensen, I.S., Larsen, I., 2004. An LC inventory based on representative and coherent farm types. In: *Proceedings of the Fourth International*

Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-food Sector, Bygholm, Denmark; DIAS Report no. 61, October 6–8 2003, Tjele, Denmark, pp. 98–106.

- DALGAARD, T., Halberg, N., e Porter, J.R.. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture used to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, pp. 51-55.
- DE BOER, I.J.M. 2003. Environmental impact assessment of conventional and organic milk production. *Livestock Production Science* 80 (1-2),pp. 69-77.
- DE VRIES, G.J.H., Boer, L. den, 1995. *Evaluation of arable crops*. Centre for Agriculture and Environment, Utrecht, NL.
- DEBOVE, E. e JAYET, P-A., 2006. *Detailed analysis of the impacts of options within the Commission proposal and of partially decoupled schemes*. Work package 5, Deliverable D. Project 502184.
- DGA, 2000. *Relatório do Estado do Ambiente 1999*. Direcção Geral do Ambiente.
- DUQUE, J. M. 1997. *Caracterização hidrogeológica e modelação matemática do aquífero dos Gabros de Beja*. Tese de Mestrado, Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa. Lisboa, 210 pp.
- ECKERT, H., Breitschuh, G., Sauerbeck, DR, 2000. Criteria and standards for sustainable agriculture (KUL). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 163, pp 337-351.
- ECNC, 2000. Environmental indicators for sustainable agriculture in Europe. *European Center for Nature Conservation*. Netherlands
- EEA, 2001. Environmental benchmarking for local authorities: from concept to practice. *Environmental Issue Report, vol. 20*. European Environmental Agency.
- EEA, 2003. *Europ's Environment: the third assessment*. European Environmental Agency
- EEA, 2004. *European Community Greenhouse Gas Inventory 1990-2002 and Inventory Report 2004*, Technical Report nº 2/2004. European Environment Agency, Copenhagen.
- ESTÁCIO, F. 1975. *A Programação Linear em Agricultura*. Instituto Gulbenkian de Ciência. Centro de Estudos de economia Agrária. Oeiras
- EUROSTAT 2003. Statistics in Focus. Eurostat. *Environment and Energy*. Theme 8 – 2003. European Communities.
- FERNANDES, L.A.S. 1999. *Campos do Sul: da história e agro-economia do porco Alentejano ao desenvolvimento sustentável da sua agricultura*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora. p. 518
- FERNÁNDEZ, S. A. 1996 "La europeización de la política medioambiental: la tensión Norte-Sur en la Unión Europea", *Política y Sociedad*, 23, pp.111-120.
- FERRÃO, P. 1998. *Introdução à gestão ambiental*. IST Press, Lisboa.
- FERRIERE, J.M. 1997. Bilan énergétique à l'échelle de l'exploitation agricole. Méthodes, apports et limites. *Fourrages* 151, pp. 331-350.
- FIELDS, S. 2004. Global nitrogen Cycling out of control. *Environmental Health Perspectives*, vol 112, pp. A557-A563.
- FLESSA, H., Ruser, R., Dörsch, P., Kamp, T., Jimenez, M.A., Munch, J.C., Beese, F. 2002. Integrated evaluation of greenhouse gas emissions (CO₂, CH₄, N₂O) from two

- farming systems in southern Germany. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91, pp.175-189.
- FLICHMAN, G., Jacquet, F. 2003. Le couplage des modèles agronomiques et économiques: intérêt pour l'analyse des politiques. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurales*, Avril-Juin, n° 67, pp 51-69
- FLUCK, R.C. 1979. Energy productivity: a measure of energy utilisation in agricultural systems. *Agricultural Systems* 4, 29-37.
- FRAGOSO, R. 2001. *Avaliação dos impactos sócio-económicos do Plano de rega de Alqueva no sector agrícola do Alentejo: o caso do bloco de rega da infraestrutura 12*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.
- GIRARDIN, P., Bockstaller, C., van der Werf, H. 2000. Assessment of potential impacts of agricultural practices on the environment: the AGRO-ECO method. *Environmental Impact Assessment Review* 20, pp. 227-239.
- GLENN, N.A. and Pannell, D.J. (1998) The Economics and Application of Sustainability Indicators in Agriculture, Paper presented at the *42nd Annual Conference of the Australian Agricultural and Resource Economics Society*, University of New England, Armidale, Jan 19-21, 1998. (SEA Working Paper 98/01).
- GOEDKOOOP, M. 2004. *SimaPro 6 Manual Demo* (versão espanhol), Pré Consultants, Holanda Septiembre 2004.
- GOEDKOOOP, M., Spriensma, R., 2001. *The Eco-indicator 99 – A damage oriented method for Life Cycle Impact Assessment*, Pré Consultants. The Netherlands.
- GOEDKOOOP, Mark 1995. *The Eco-indicator 95: Final Report*, Pré Consultants. The Netherlands.
- GOHIN, A., Chantreuil, F. 1999. La programmation mathématique dans les modèles d'exploitation agricole. Principes et importance du calibrage. *Cahiers d'Economie et Sociologie Rurale*, 52, pp.59-77.
- GOHIN, A., Gorin O., Guyomard H., Le Mouel C., 1999. Interprétation économique, avantages et limites du principe de découplage des instruments de soutien des revenus agricoles. *Notes et Etudes économiques*, n° 10, pp 10-37.
- GOLDBARG, M.C. e Pacca, H.L. 2000. *Otimização Combinatória e Programação Linear: modelos e algoritmos*. Editora Campus. Brasil.
- GOODLASS, G., Halberg, N., Verschuur, G., 2001. *Study on Input/Output Accounting Systems on EU agricultural holdings*. Centre for Agriculture and Environment. Utrecht, Netherlands.
- GOODLASS, G., Halberg, N., Verschuur, G., 2003. Input output accounting systems in the European community – an appraisal of their usefulness in raising awareness of environmental problems. *European Journal of Agronomy* 20, 17–24.
- GPPAA, 2002. *Relações Agricultura, Floresta e Ambiente, Plano de Acção 2000-2002*. Gabinete de Planeamento e Política Agro Alimentar. Ministério da Agricultura e do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Lisboa.
- GRAS, R., Benoît M., Deffontaines J.P., Duru M., Lafarge M., Langlet A., Osty P.L., 1989. *Le fait technique en agronomie. Activité agricole, concepts et méthodes d'étude*. INRA - L'Harmattan, Paris, France.

- GREEN, M.B., 1987. Energy in pesticide manufacture, distribution and use. In: Helsel, Z.R. (Ed). *Energy in Plant Nutrition and Pest Control*. Elsevier, Amsterdam, pp 165-177.
- GUILLARD, K., Griffin, G., Allinson, D., Rafey, M., Yamartino, W., Pietrzyk, S. (1995). Nitrogen Utilization of selected cropping systems in the U.S. Northeast: dry matter yield, N uptake, apparent N recovery, and N Use Efficiency. *Agronomy Journal* 87, pp. 193-199.
- GULDEN, R. e Entz, M. s/d. *Energy use and carbon release by manufactured inputs in crop production: a comparison of two Manitoba farms with contrasting Tillage Systems*. Department of Plant Science, University of Manitoba. Canada. (http://www.umanitoba.ca/afs/plant_science/extension/pari.html-25/3/2006)
- GUYOMARD, H., Mahe L.P., 1994. Les limites de la nouvelle instrumentation de la PAC. In *Actes et Communications- INRA*, n°12, pp 283-306
- HAAS, G., Wetterich F., Geier U., 2000. Life Cycle Assessment framework in agriculture on the farm level. *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 and Environment* 83, pp 43-53.
- HALBERG, N. 1998. Characterizing high intensity livestock systems – identifying indicators of resource use, environmental impact and landscape quality. In: Williams, S., Wright, I.A. (Eds), *ELPEN: Proceedings from Two International Workshops*. MLURI, Scotland
- HALBERG, N., Van der Werf, H., M.G., Basset-Mens, C., Dalgaard, R., De Boer, I.J.M. 2005. Environmental assessment tools for the evaluation and improvement of European livestock production systems. *Livestock Production Science* 96, pp. 33-50.
- HANSEN, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept? *Agricultural Systems* 50, pp. 117-143.
- HARPER, L.A., Sharpe, R.R., Langdale, G.W. and Evans, J.E. 1987. Nitrogen cycling in a wheat crop: soil, plant and aerial nitrogen transport. *Agronomy Journal* 79, pp. 965-973.
- HARTMANN, M., Hediger, W., Peter, S., 2007. Reducing nitrogen losses from agricultural systems – an integrated economic assessment. *47th Annual Conference of the German Association of Agricultural Economists*. 26-28 September. Freising. Germany
- HAZELLI, P. and Norton, R., 1986. *Mathematical Programming for Economic Analysis in Agriculture*, MacMillan Publishing Company, New York, 1986.
- HECKELEI, T. and Wolff, H., 2002. A methodological note on the estimation of programming models. Xth EAAE Congress “*Exploring Diversity in the European Agri-Food System*”, 28-31 August, Zaragoza, Spain
- HELSEL, Z.R. 1993. *Energy and alternatives for fertilizer and pesticide use*. Sustainable Agriculture Research and Education Program. University of California. (<http://www.Sarep.ucdavis.edu/>)
- HENGSDIJK, H., van Ittersum, M.K., 2003. Formalizing agro-ecological engineering for future-oriented land use studies. *European Journal of Agronomy* 19 (4), pp. 549–562.

- HENRIQUES, J. R., Carneiro, J.B., 2002. *Custo de Execução das Principais Tarefas Agrícolas. Mão-de-obra e máquinas*. Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica. Lisboa
- HERNÁNZ, J.L., Giron, V.S., Cerisola, C. 1995. Long-term energy use and economic evaluation of three tillage systems for cereal and legume production in central Spain. *Soil and Tillage Research*, 35, pp.183-198.
- HIGHAM, R.K., Todd, J.J. 1998. Life –cycle assessment and its relevance to Australian forestry and wood product industries. *Australian Forestry*. 61, pp. 65-69.
- HOLLAND, J.M. 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, pp.1-25.
- HOWITT, R. 2006. *Agricultural and Environmental Policy Models: Calibration, estimation and optimization*. www. Agecon.ucdavis.edu/people/faculty/facultydocs/.
- HÜLSBERGEN, K.-J, Feil, B., Biermann, S., Rathke, G.-W, Kalk, W.-D, Diepenbrock, W. 2001. A method of energy balancing in crop production and its application in a long-term fertilizer trial. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 86, pp. 303-321.
- HUGUENIN-ELIE, O., Nemecek, T. 2004. Life cycle assessment of roughage production. *Proceedings of the 20th General Meeting of the European Grassland Federation*. 21-24 June. Luzern, Switzerland.
- HUNT, R.G. e Franklin, W.E. 1996. LCA-how it comes about - personal reflections on the origin and the development of LCA in the USA. *International Journal of Life Cycle Assessment* 1 (1), pp. 4-7.
- IFEN, 1999. Premier bilan des Mesures Agri-Environnementales européennes (1993-1998). Les données de l'environnement, n° 50. 4p.
- IGLESIAS, D.H. 2005. Relevamiento exploratorio del análisis del ciclo de productos y su aplicación en el sistema agroalimentario. Contribuciones a la Economía. (<http://www.eumed.net/ce/>).
- INE, 1999. *Recenseamento Geral Agrícola*. Instituto Nacional de Estatística..Portugal
- INSTITUTO DE ESTRUTURAS AGRÁRIAS E DESENVOLVIMENTO RURAL (IEADR) 1997. *Encargos com a utilização de máquinas agrícolas*. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Lisboa.
- IPCC, 2001. Revised 1996 IPCC *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual* (vol.3) - Cap 4- Agriculture (<http://www.ipcc.ch/>).
- IVARSSON, K., Sjösvärd, L., 2001. Swedish seal of quality and its key indicators. In: *Element balances as a sustainability tool. Workshop in Uppsala*, March 16-17, Swedish Institute of Agricultural and Environmental Engineering.-Rapport 281. pp 95-96
- JOLIVET, M., 1992. Agriculture et Environment: Réflexions Sociologiques. *Economie Rurale* n° 208-209.
- JONES, M.R. 1989. Analysis of the use of energy in agriculture-approaches and problems. *Agricultural Systems* 29, pp. 239-335.
- JÚDEZ, L. De Andrés, R. Ibáñez, M., de Miguel, J.M, Miguel, J.L. e Urzainqui E.2008. Impact of the CAP Reform on the Spanish agricultural sector. *109th EAAE Seminar*, 20-21 Nov. Italy.

- KALLIVROUSSIS, L. Natsis, A., Papadakis, G., 2002. The energy balance of sunflower production for biodiesel in Greece. *Biosystems engineering*, 81, pp.347-354.
- KARLEN, D.L.; Ditzler, C.A.; Andrews, S.S. 2003. Soil quality: why and how? *Geoderma* vol 114 (3-4), pp 145-156.
- KARLSSON, T. Andrén, Kätterer, 2001. ICBM-N, a simple model for including internal soil N fluxes in field-scale balances. In: *Element balances as a sustainability tool. Workshop in Uppsala*, March 16-17, Swedish Institute of agricultural and Environmental Engineering, Rapport 281, pp 39-40
- KENNEDY, A.C. 1999. Bacterial diversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74 (1), pp 65-76.
- KOGA, N. 2008. An energy balance under a conventional crop rotation system in northern Japan: Perspectives on fuel ethanol production from sugar beet. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 125 (1-4), pp. 101-110.
- KOGA, N., Tsuruta, H., Tsuji, H. Nakano, H. 2003. Fuel consumption-derived CO2 emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 99, pp213-219.
- KONYAR, K. 2001. Assessment the role of US agriculture in reducing greenhouse gas emissions and generating additional environmental benefits. *Ecological Economics* 38, 301-308.
- KRAMER, K.J., Moll, H.C., Nonhebel, S. 1999. Total greenhouse gas emissions related to the Dutch crop production system. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 72 (1), pp. 9-16.
- KRISTENSEN, I.S., Halberg, N., Nielsen, A.H., Dalgaard, R., Hutchings, N, 2003. N turnover on Danish mixed dairy farms. *Workshop 'Nutrient management on farm scale: how to attain European and national policy objectives in regions with intensive dairy farming?'*. Quimper, France, pp. 1-21.
- LABOUZE, E. and Monier, V., 2003. *Study on External Environmental Effects Related to the Life Cycle of Products and Services – Appendix 2 (Case Studies)*. European Commission Directorate General Environment, Directorate A – Sustainable Development and Policy Support. Bruxelles.
- LAGES, P.I.A.G. 2001. *Efeito de estufa quantificação e relações com a economia portuguesa*. Trabalho Final de curso Licenciatura de Engenharia do Ambiente. IST, Lisboa.
- LEGENDRE, J. 1997. Cent bilans apparents en Midi-Pyrénées. Journée Fourrages, 16 Juin, *Chambre d'Agriculture*, Midi-Pyrénées.
- LEMAIRE, G., Benoit, M., Vertes, F., 2003. Rechercher de nouvelles organisations à l'échelle d'un territoire pour concilier autonomie protéique et préservation de l'environnement. *Fourrages*. 174 (175), pp. 1-9.
- LENZEN, M., Murray, S.A., Korte, B., Dey, C.J., 2003. Environmental impact assessment including indirect effects - a case study using input-output analysis. *Environmental Impact Assessment Review* 23 (3), pp 263– 282.
- LEWIS, K.A., Bardon K.S., 1998. A computer-based informal environmental management system for agriculture. *Environmental Modelling and Software*, 13, pp. 123-137.
- LOGES, R., Kelm, M.R. and Taube, F., 2005. Nitrogen balances and nitrate leaching of conventional and organic crop rotations under German conditions. In: Schröder J.J.

- and Neeteson (eds), N management in agrosystems in relation to the Water Framework Directive. *Proceedings of the 14th N Workshop*. Maastricht, The Netherlands.
- LÓPEZ-BELLIDO, L., López-Bellido, R., Redondo, R., 2005. Nitrogen efficiency in wheat under rainfed Mediterranean conditions as affected by split nitrogen application. *Field Crops Research* 94(1), pp.86-97.
- LOURENÇO DOS SANTOS, A. 1989. Origens dos excedentes de produção, situação e perspectivas da pecuária, *Revista Alimentação Animal*, Ano I, nº 1, p. 26-35.
- LOWE, Philip & Baldock, David 2000 “Integration of environmental objectives into agricultural policy making, In: *CAP Regimes and the european countryside*, F. Brower & P. Lowe (eds.), CAB International, pp. 31-52.
- LUCAS, M.R. 1995. *Competetividade da produção de borrego no Alentejo*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.
- MADRP, 1997. *Código das Boas Práticas Agrícolas – Para a protecção da água contra a poluição com nitratos de origem agrícola*. Anexo 8. Ministério da Agricultura, do Desenvolvimento Rural e das Pescas
- MADRP, 2000. *Manual Básico de Práticas Agrícolas. Conservação do Solo e da Água*. Ministério da Agricultura e do Desenvolvimento Rural e das Pescas: Lisboa.
- MAHÉ, L.P. e Ortalo-Magné, F., 2001, *Politique agricole. Un modèle européen*, Groupe d’Economie Mondiale, Presses de Sciences Po. Paris.
- MAHÉ, L.P., Rainelli P., 1987. Impacts des pratiques et des politiques agricoles sur l’environnement. *Cahiers d’économie et de sociologie rurale*, nº 4, pp 9-31.
- MAIDL, F. X., Haunz, F., Panse, A., Fischbeck, G., 1996. Transfer of grain legume nitrogen within a crop rotation containing winter wheat and winter barley. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 176 (1), pp. 47-57.
- MALJEAN, J.F., Brouckaert, V., Van Cauwenbergh, N., Peeters, A., 2004. Assessment, monitoring, implementation and improvement of farm management for environmental and sustainable agriculture purposes: A Belgian Perspective (Walloon Region). *OECD Expert Meeting on Farm Management Indicators and the Environment*, 8-12 March, Palmerston North, New Zealand.
- MAOT, 2000. *Relatório do Estado do Ambiente 1999 – Solos*. Direcção Geral do Ambiente. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa
- MAOT, 2001. *Relatório do Estado do Ambiente 2000*. Direcção Geral do Ambiente. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa.
- MAOT, 2005. *Rea 2003. Relatório do Estado do Ambiente*. Instituto do Ambiente. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Lisboa
- MAOTDR, 2005. *Relatório do Estado do Ambiente 2004*. Instituto do Ambiente. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional. Lisboa.
- MARGINI, M. , Rossier, D., Crettaz, P., Jolliet, O. 2002. Life Cycle impact assessment of pesticides on human health and ecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93 (1/3), pp. 379-392.
- MARQUES, C. 1988. *Portuguese entrance into the European Community: implications for dryland agriculture in the Alentejo region*. PhD Thesis, Purdue University.

- MARQUES, C. 1992. Implementações Empíricas Base de Modelos de Programação Linear de Empresas Representativas do Alentejo. Évora, Universidade de Évora - *Anais da Universidade de Évora*, 1992.
- MARQUES, C. 2002. As reformas da Política Agrícola Comum e o sector agrícola Português. *Congreso Internacional Reformas de la PAC y Su Influencia en el Mundo Agrícola Europeo*, Córdoba (España, 9, 10 y 11 Octubre de 2002).
- MARQUES, C. 2004. A agricultura Portuguesa face à Política Agrícola Comum. *4º Congresso Nacional de Economistas Agrícolas. Área Temática: 1 – Alimentação e Competitividade*. APDEA. Universidade do Algarve, 25 e 26 Novembro.
- MARQUES, C., Fragoso, R., Coelho, M., Ventura-Lucas, M., Godinho, M., Martins, M., 2006. *Planeamento da Empresa Agrícola*, Exercícios de Aplicação. Manuais da Universidade de Évora.
- MARTINS, M. B. e Marques, C. 1995. *Avaliação Económica de Tecnologias Alternativas de Mobilização de Solo*. Publicações “Universidade de Évora” Série Ciências Económicas e Sociais: nº3. Évora.
- MARTINS, M.B.F.S.C.F. 2003. *Avaliação económica de tecnologias alternativas de mobilização do solo em situação de risco*. Tese de Doutoramento. Universidade de Évora.
- 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.
- MATTSSON, B. e OLSSON, P. 2001. *Environmental audits and life cycle assessment, in Auditing in Food Industry*, edited by Dillon, M. and Griffith, C., Woodhead Publishing, Cambridge, UK.
- MATTSSON, L. 2003. Nitrogen balance in barley and winter wheat. Division of Soil Fertility, *Rapport n° 205. Dep. of Soil Sciences*, Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala, Sweden (www.cababstractsplus.org)
- MAYRHOFER, P., Steiner, C., Gärber, E., Gruber, E., 1996. *Regional program*. Institute of Organic Farming. Wien, Austria.
- McLAUGHLIN, N.B. Hiba, A., Wall, G.J. and King, D.J. 2000. Comparison of energy inputs for inorganic fertilizer and manure based corn production. *Canadian Agricultural Engineering*, vol 42 (1), Jan./Feb./March.
- MCOTA 2003. *Relatório do Estado do Ambiente 2002*. Instituto do Ambiente. Ministério das Cidades Ordenamento do Território e Ambiente, Lisboa
- MCOTA, 2002. *Portuguese National Inventory Report*. Ministério das Cidades Ordenamento do Território e Ambiente, Instituto do Ambiente, Lisboa.
- MENDONÇA, E., Henriques, J. R., Carneiro, J.B., 2000. *Tempos de Trabalho das Principais Tarefas Agrícolas*. Instituto de Desenvolvimento Rural e Hidráulica. Lisboa
- MILÀ, L. C. 2003. *Contributions to LCA methodology for agricultural systems. Site-dependency and soil degradation impact assessment*. Tesi Doctoral. Universitat Autònoma de Barcelona. Spain.
- MITCHELL, G., May A., McDonald A., 1995. PICABEU: a methodological framework for the development of indicators of sustainable development. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 2, pp.104-123.

- MOERSCHNER, J., e Gerowitt, B., 2000. Direct and Indirect energy use in arable farming, an exemple on winter wheat in Northern Germany. In: *Agricultural data for life cycle assessment*, Weidem, B.P. and Meeusen, M.J.G. (eds). The Hague, Agricultural Economics research Institute, pp 94-107.
- MONTGOLFIER, J. 1992. 'Agriculture et Environnement: offres et demandes'. *Économie Rurale* nº 208-209.
- MORMONT, Marc 1994 "La agricultura en el espacio rural europeo", *Agricultura y Sociedad*, 71.
- MOYANO, E. & Garrido, F. 1998 "Acción colectiva y política agroambiental en la Unión Europea", *Política y Sociedad*, 28, pp. 85-101.
- NAMBIAR, K.K.M., Gupta., Fu, Q.L., Li, S. 2001. Biophysical, chemical and socio-economic indicators for assessing agricultural sustainability in the Chinese coastal zone. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87, pp.209-214.
- NARAYANASWAMY, V., Altham, J., Berkel, R., McGregor, M., 2003. *Methodological Framework for Application of Environmental Life Cycle Assessment (LCA) to Australian Grains*. Centre of Excellence in Cleaner Production, Curtin University of Technology, Western Australia.
- NEMECEK, T., Baumgartner, D., 2006. *Environmental impacts of introducing grain legumes into european crop rotations and pig feed formulas*. Concertes Action GL-Pro WP4: Environmental Analysis Final Report.
- NGUYEN, M.L., Haynes, R.J. 1995. Energy and labour efficiency for three pairs of conventional and alternative mixed cropping (pasture-arable) farms in Canterbury, New Zealand. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 52 (2-3), pp. 163-172.
- NOÈME, C., Fragoso, R. e Coelho, L. 2004. *Avaliação económica da utilização da água em Portugal – Determinação do preço da água para fins agrícolas: aplicação nos aproveitamentos hidro-agrícolas de Odivelas, da Vigia e do Sotavento Algarvio*. IDRHA.
- OBORN, I., Edwards, A.C., Witter, E., Oenema, O., Ivarsson, K., Withers, P.J.A., Nilsson, S.I., Richert Stinszing, A., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy* 20, 211–225.
- OECD, 1999. *Environmental indicators for agriculture*. Volume 1, Concepts and Framework. OECD, Paris, France.
- OECD, 2000. *Indicateurs environnementaux pou l'agriculture- Méthodes et résultats*. Paris. France
- OECD, 2001. *Environmental Indicators for Agriculture – Methods and Results*, vol. 3. OECD Publications, Paris. France, p. 409.
- OENEMA, O., Pietrzak, S., 2002. Nutrient management in food production: achieving agronomic and environmental targets. *Ambio* 31, 159–168.
- OGINO, O., Kaku, K., Osada, T., Shimada, K. 2004. Environmental impacts of the Japanese beef-fattening system with different feeding lengths as evaluated by a life-cycle assessment method. *Journal of Animal Science* 82, pp. 2115-2122.
- OLSSON, P. 2000. *LCAnet Food: Final Document*. Göthenborg, Sweden, SIK.

- OOSTERWYK, J. , Posner, J.L. (2000). *Energy use (1999-2000) and Output/input ratios for Integrated Cropping Systems Trial*. Centre for Integrated Agricultural Systems. College of Agricultural and Life Sciences, University of Wisconsin-Madison, (<http://www.cias.wisc.edu/wicst/pubs/energy.htm>) visited at 25/6/2005.
- ORTIZ, D. e Ceña, F. 2002. Efectos de la política agroambiental de la Unión Europea en el mundo rural. *Revista Información Comercial Española*, nº 803 (Nov-Dec), pp 105-116. 25
- PACINI, C. , Wossink, A., Vazzana, C., Omodei-Zorini, L. 2000. Environmental accounting in agriculture: a theoretical overview with reference to Tuscany. *Annual Meeting of the American Agricultural Economics Association*, Tampa, Florida (USA), July 30 – August 2, 2000.
- PACINI, C. Giesen, G., Wossink, A, Omodei-Zorini, L., Huirne, R., 2004. The Eu's Agenda 2000 reform and the sustainability of organic farming in Tuscany: ecological-economic modeling at field and farm level. *Agricultural Systems*, 80(2), pp. 171-197.
- PACINI, C.A., Wossink, G., Giesen, G., Vazzana, C., Huirne, R., 2003. Evaluation of sustainability of organic, integrated and conventional farming systems: a farm and field-scale analysis. *Agriculture, Ecosystem & Environment* 95, pp 273-288.
- PANIAGUA, A. 2001. Agri-environmental Policy in Spain. The agenda of socio-political developments at the nacional, regional levels. *Journal of Rural Studies*, 17, pp 81-97
- PANNELL, D.J., Glenn, N.A., 2000. A framework for economic evaluation and selection of sustainability indicators in agriculture. *Ecological Economics* 33, pp. 135-149.
- PARALTA, E. e Ribeiro, L. 2001. Stochastic Modelling and Probability Risk Maps of Nitrate Pollution in the Vicinities of Beja (Alentejo, south Portugal). In: *3rd International Conference on Future Groundwater Resources at Risk*, Lisbon, 25-27 June.
- PARALTA, E. e Ribeiro, L. 2003. Monitorização e Modelação Estocástica da Contaminação por Nitratos do Aquífero Gabro-diorítico na Região de Beja – Resultados, Conclusões e Recomendações. In: *Seminário sobre Águas Subterrâneas*, LNEC, Lisboa, 27 e 28 de Fevereiro de 2003.
- PARRIS, K., 1998. Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OED perspective. *First International Nitrogen Conference*, 23 to 27 March, Noerdwijkhout, The Netherlands.
- PATHAK, H. and Wassmann, R. 2005. Introducing greenhouse gas mitigation as a development objective in rice-base agriculture: I. Generation of Technical Coefficients. *First Asia-Europe Workshop on Sustainable Resource Management and Policy Options for Rice Ecosystems*, 11-14 May 2005, Hangzhou, Zhejiang Province, P.R. China.
- PAYRAUDEAU, S. e van der Werf , H. 2005. Environmental impact assessment for a farming region: a review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 107 (1), pp 1-19.
- PAYRAUDEAU, S., van der Werf, H., Vertès, F. 2005. Analyse de l'incertude associée au calcul des émissions azotées sur un groupe d'exploitations agricoles dans de cadre de l'application de l'Analyse du Cycle de Vie. *10ème Colloque international annuel du secrétariat francophone pour l'évaluation environnementale (SIFEE)*, 20 au 24 juin, Angers, France.

- PEREIRA, J.S., Lima, M.J., Correia, A. C., 2002 *Quantificação dos Sumidouros terrestres de carbono em Portugal Continental*. ISA, Abril de 2002, Documento de trabalho.
- PEREIRA, M., Domingos, T., Simões, A. 2003. Avaliação económico-ecológica comparativa da produção intensiva, extensiva e biológica de carne de ovinos. 2^o *Seminário: Agricultura Sustentável e Ambiente*. Moita, 21 Março de 2003.
- PERVANÇON, F., Bockstaller, C., Girardin, P. 2002. Assessment of energy use in arable farming systems by means of an agro-ecological indicator: the energy indicator. *Agricultural Systems* 72, pp. 149-172.
- PESCHARD, D., Galan, M.B. e Boizard, H. 2004. Tools for evaluating the environmental impact of agricultural practices at the farm level: analysis of 5 agri-environmental methods. *OECD expert meeting on farm management indicators for agriculture and the environment*. Nouvelle-Zélande, 8-12 Mars 2004.
- PHILIPPE, B. 1986. *Politique Agricole Européenne et Marchés Mondiaux*, Collection «Approfondissement de la Connaissance Economique, Economica, Paris.
- PIMENTEL, D. e Pimentel, M 1983. *Energy input and food supplies*. Food Science and Technology, McLaughlin, McKenna, Dublin.
- PNAC 2003 (b). *Programa Nacional para as Alterações Climáticas. Florestas e Produtos Florestais – Cenário de referência*. Vol. 8. Instituto do Ambiente. Lisboa
- PNAC, 2002. *Programa Nacional para as Alterações Climáticas*. Versão 2001. Comissão para as Alterações Climáticas. Instituto do Ambiente. Lisboa
- PNAC, 2003(a). *Programa Nacional para as Alterações Climáticas. Agricultura e Pecuária, Volume 6*. Cenário de Referência. Instituto do Ambiente. Lisboa.
- PNAC, 2003(c). *Medidas Adicionais. Sector da Agricultura e Pecuária para Discussão Pública*. Comissão das Alterações Climáticas. Instituto do Ambiente. Portugal.
- POETA, I, Silva, C. Marta, A. 1998. Reussite et échec des mesures agri-environnementales à Trás-os-Montes: les principales causes. *Séminaire PACREGIO (FAIR 1834) – Lyon 23 octobre 1998*
- POINTEREAU, P., Bochu J.L., Doublet S., Meiffren I., Dimkic C., Schumacher W., Backhausen J., Mayrhofer P., 1999. *Le diagnostic agri-environnemental pour une agriculture respectueuse de l'environnement. Trois méthodes passées à la loupe*. Travaux et Innovations. Société Agricole et Rurale d'Édition et de Communication, Paris, France.
- POTTER, C. e Goodwin, P. 1998. Agricultural liberalisation in the European Union: an analysis of the implications for nature conservation. *Journal of Rural Studies*, 14 (3), pp 287-298.
- RASMUSSEN, P.E., Goulding, K.W.T., Brown J.R, Grace, P. R., Janzen, H.H., Körschens, M. 1998. Long-term agro ecosystem experiments: assessing agricultural sustainability and global change. *Science*, 282, pp.893-896.
- RAUN, W. and Johnson, G., 1999. Improving Nitrogen Use Efficiency for cereal production. *Agronomy Journal* 91, pp. 357-363.
- REBITZER, G., Ekvall, T., Frischknecht, R., Hunkeler, D., Norris, D., Rydberg, T., Schmidt, W-P., Such, S., Weidema, B.P., Pennington, D.W. 2004. Life cycle assessment. Part 1: Framework, goal and scope definition, inventory analysis and applications. *Environment International* 30, pp. 701-720.

- REUS, J.A.W.A., Pak, G.A., 1993. *An environmental yardstick for pesticides*. Med. Fac. Landbouw. Univ. Gent 58, 249-255.
- RIDIER, A. 2004. Les effets du découplage des aides directes sur des exploitations de viande bovine en présence de risque, *Economie Rurale* 279, pp 9-21.
- RIGBY, D., Woodhouse, P., Young, T., Burton, M. 2001 “Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics* 39, pp 463-478.
- RISOUD, B. 1999. Développement durable et analyse énergétique d’exploitations agricoles. *Economie Rurale* 252, pp. 16-26
- RISOUD, B. 2000. Energy efficiency of various French farming systems: questions to sustainability. *International Conference “Sustainable energy: new challenges for agriculture and implications for land use”*. Wageningen University, The Netherlands, May 18-20.
- ROBERTSON, G.P., Paul, E.A., Harwood, R.R. 2000. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, pp1922-1925.
- RODRIGO, I. 2001. A questão ambiental no rural e nas agriculturas da União Europeia. 1º Congresso de Estudos Rurais- Ambiente e Usos do Território. UTAD, 16-18 Setembro.
- RÖHM, O. e Dabbert, S. 2003. Integrating Agri-Environment Programs into Regional Production Models: Na Extension of Positive Mathematical Programming. *American Journal Agricultural Economic* 85(1), pp. 254-265.
- RÖLING, N., 1993. Agricultural Knowledge and environmental regulation in the Netherlands. *Sociologia Ruralis* 33 (2), 261-280.
- ROSSIER, D., 1999. L’écobilan, outil de gestion écologique de l’exploitation agricole? *Revue Suisse Agriculture*, 31(4), pp. 179-185.
- ROSSING, W.A.H., Jansma J.E., de Ruijter F.J., Schans J., 1997. Operationalising sustainability: exploring options for environmentally friendly flower bulb production systems. *European Journal of Plant Pathology*, 103, pp. 217-234.
- RUFFO, M.L., García, F.O., Bollero, G.A., Fabrizzi, K.A., Ruiz, R.A., 2003. Nitrogen balance approach to sunflower fertilization. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, vol 34 (17, 18) pp. 2645-2657.
- SAFE, 2003. Framework for assessing sustainability levels in Belgian agricultural system. *Annual Scientific Report*.
- SALVATICI, L. Anania, ., Conforti, P. De Muro, P., Londero, P., Sckokai, P. 2000. Recent developments in modelling the CAP: hype or hope? 65th EAAE Seminar “Agricultural Sector Modelling and Policy Information Systems”. March, 29-31, Bonn. Germany.
- SANTOS, F., 1996. *Tabelas e Quadros*. Série Didáctica - Ciências Aplicadas nº 84. UTAD, Vila Real
- SANTOS, H., Fontaneli, R., IGNACZK, J. Zoldan, S. 2000. Conversão e Balanço energético de sistemas de produção de grãos com pastagens sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 35 (4) pp. 743-752.
- SARTORI, L., Basso, B., Bertocco, M., Oliviero, G., 2005. Energy use and economic evaluation of a three year crop rotation for conservation and organic farming in NE Italy. *Biosystems Engineering*, 91(2), pp. 245-256.

- SAUNDERS, C. Barber, A., Taylor, G. 2006. Food Miles – *Comparative energy/emissions performance of New Zealand's Agriculture Industry. Research Report n^o 285*, Agribusiness and Economics Research Unit (AERU). Lincoln University New Zealand.
- SCHMID, E. e Sinabell, F. 2006. Modelling organic farming at sector level-an application to the reformed CAP in Austria. Paper presented at the *International Association of Agricultural Economists Conference*. Austrália.
- SCHRÖDER, J.J., Aarts, H.F.M., Ten Berge, H.F.M., van Keulen, H., Neeteson, J.J., 2003. An evaluation of whole-farm nitrogen balances and related indices for efficient nitrogen use. *European Journal Agronomy* 20, pp. 33–44.
- SERRA, E., Paralta, E., Nascimento, J. e Ribeiro, L. 2003. Análise Comparativa de dois Índices de Poluição Agrícola no Sistema Aquífero dos Gabros de Beja (Sector da Margem Esquerda do Rio Guadiana). *Jornadas Luso-Espanholas sobre Águas Subterrâneas no Sul da Península Ibérica*. Associação Portuguesa dos Recursos Hídricos. Faro, 23 a 27 de Junho.
- SERVOLIN, C. 1985. *Les Politiques Agricoles*, Traité de Science Politique. PUF, Paris.
- SHAH, Z., Shah, S.H., Peoples, M.B., Schwenke and Herridge, 2003. Crop residue and fertiliser N effects on nitrogen fixation and yields of legume-cereal rotations and soil organic fertility. *Field Crops Research* 83, (1), pp. 1-11.
- SIMON, J-C., Grignani, C., Jacquet, A., Le Corre, L., Pagés, J. 2000. Typologie des bilans d'azote de divers types de exploitation agricole: recherche d'indicateurs de fonctionnement. *Agronomie* 20, pp. 175-195.
- SIQUEIRA, R., Gamero, C.A., Boller, W., 1999. Balanço de energia na implantação e manejo de plantas de cobertura do solo. *Engenharia Agrícola, Jaboticabal*, 19 (1), pp. 80-89
- SOLTNER, D., 1989. *Tables de Rationnement des Bovins, des Ovins et Caprins, des Cheveux e de Porcs* – Normes 1988-1989. Collection Sciences et Techniques Agricoles. Angers.
- SOON, Y.K. and Arshad, M.A., 2004. Contribution of di-nitrogen fixation by pea to the productivity and N budget of a wheat-based cropping system. Cambridge University Press. *The Journal of Agricultural Science*, 142, pp.629-637
- SOVERAL-DIAS, J.C.,1999. *A gestão do azoto nos ecossistemas agrícolas. Contribuição para o seu estudo*. Instituto Nacional de Investigação Agrária, Lisboa.
- SPIES, A., Wegener, M., Chamala, S., Beeton, B. 2002. Estimating environmental impact from poultry production in Brazil using LCA. *Proceedings of the Third Australian Conference on Life Cycle Assessment: Life cycle decision making for sustainability*, Victoria, Australia, 15-17 July.
- SPUGNOLI, P., Parenti, A., Baldi, F. 2005. A model for farm environmental impact assessment. *EFITA Congress*, 25-28 July. Vila Real, Portugal.
- STOORVOGEL, J.J., 1995. Integration of computer-based models and tools to evaluate alternative land-use scenarios as part of an agricultural systems analysis. *Agricultural Systems* 49 (4), pp. 353–367.
- SWANTON, C.J., Murphy, S.D., Hume, D.J., Clements, D.R. 1996. Recent improvements in the energy efficiency of agriculture: case studies from Ontario, Canada. *Agricultural Systems* 52, 399-418.

- SZUMIGALSKI, A., Van Acker, R.C. 2006. Nitrogen yield and land use efficiency in annual sole crops and intercrops. *Agronomy Journal* 98, pp. 1030-1040.
- SZWEJKOWSKA, B. and Bielski, S. 2007. Comparison of energetical and economical effectiveness of different technologies of pea production. *Polish Journal of Natural Sciences*, vol 22(3), pp. 373-381.
- TAYLOR, D.C., Mohamed Z.A., Shamsudin M.N., Mohayidin M.G., Chiew E.F.C., 1993. Creating a farmer sustainability index: a Malaysian case study. *American Journal of Alternative Agriculture* 8, pp. 175-184.
- TEIXEIRA, R. Domingos, T., Simões, A. E Rodrigues, O. (s/d) Environmental Optimization of Animal Feed for Finishing Beef Calves in Portugal. *Agriculture Ecosystems and Environment (submitted)*.
- TEN BERG, H.F.M., Van Ittersum, M.K., Rossing, W.A.H, van de Ven, G.W.J., Scans, J., van de Sanden, P.A.C.M., 2000. Farming options for The Netherlands explored by multi-objective modeling. *European Journal of Agronomy* 13, pp. 263-277.
- THOMASON, W.E., Raun, W.R., Johnson, G.V., Phillips, S.B. and Westerman, R.L., s/d. *Winter wheat nitrogen use efficiency in grain and forage production systems*. Oklahoma State University. USA.
- THOMPSON, P. 2005. Ethics, sustainable agriculture, and agroecology research and education. Michigan State University (<http://www.Agroecology.wis.edu/>).
- TILMAN, D., Cassman, K.G., Matson, P.A., Naylor, R. Polasky, S. 2002. Agricultural sustainability and intensive production practices. *Nature*, 48, pp671-677.
- TONGEREN, van F., Meijl, Van H. e Surry, Y., 2001. Global models applied to agricultural and trade policies: a review and assessment. *Agricultural Economics* 26, pp.149-172.
- TRACY, M. 1986. *L'État et l'Agriculture en Europe Occidentale*. Collection Économie Agricole & Agro-Alimentaire. Paris.
- TSATSARELIS, C.A., 1993. Energy inputs and outputs for soft winter wheat production in Greece. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 43 (2), p.109-118.
- UDO DE HAES, H.A., Jolliet, O., Finnveden, G., Hauschild, M., Krewitt, W., Müller-Wenk, R., 1999. Best available practice regarding impact categories and category indicators in life cycle impact assessment - background document for the second working group on life cycle impact assessment of SETAC Europe. *International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (2), pp. 66-74.
- VAN CALKER, K.J., Berentsen, P.B.M., de Boer, I.J.M., Giesen, G.W.J., Huirne, R.B.M., 2004. An LP-model to analyze economic and ecological sustainability in Dutch dairy farms: An application to conventional and organic dairy farming. *Agricultural Systems*, 82(2), pp. 139-160.
- VAN DER WERF, H., Petit, J., Sanders, J., 2005. The environmental impacts of the production of concentrated feed: the case of pig feed in Bretagne. *Agricultural Systems* 83, pp. 153-177
- VAN DER WERF, H.M.G., 2004. Life Cycle Analysis of field production of fibre hemp, the effect of production practices on environmental impacts. *Euphytica* 140, pp. 13-23
- VAN DER WERF, H.M.G., Petit, J., 2002. Evaluation of the environmental impact of agriculture at the farm level: a comparison and analysis of 12 indicator-based methods. *Agriculture Ecosystem and Environment* 93, pp. 131-145.

- VAN KEULEN, H. 2005. Quantitative analyses of natural resource management options at different scales. *First Asia-Europe Workshop on Sustainable Resource Management and Policy Options for Rice Ecosystems*, 11-14 May, Hangzhou, Zhejiang Province, P.R.China.
- VAN WOERDEN, S. 2001. The application of Life Cycle Analysis in glasshouse horticulture. In: *International Conference LCA in Foods*. (Ed). Gothenburg. 136-140.
- VARENNE, A., 2003. *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Escolar Editora. 1ª ed. Lisboa.
- VENTURI, P e Venturi G. 2003. Analysis of energy comparison for crops in European agricultural systems. *Biomass and Bioenergy*, 25, pp 235-255.
- VEREIJKEN, P., 1997. A methodical way of prototyping integrated and ecological arable farming systems (I/EAFS) in interaction with pilot farms. *European Journal of Agronomy* 7, pp 235-250.
- VILADOMIU, L. e Rosell, J. 1998. La política agroambiental en España: análisis de las dificultades en la aplicación del Reglamento (CEE) 2078/92. *Comunicación presentada al III Congreso Nacional de Economía Agraria*, Lleida, 16,17 e 18 Setembro 1998.
- VILAIN, L., 1999. *De l'exploitation agricole à l'agriculture durable. Aide méthodologique à la mise en place de systèmes agricoles durables*. Educagri éditions, Dijon, France.
- VON WIRÉN-LEHR, S., 2001. Sustainability in agriculture – an evaluation of principal goal-oriented concepts to close the gap between theory and practice. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 84, 115-129.
- VOS, J. and van der Putten, P.E.L. 2000. Nutrient cycling in a cropping system with potato, spring wheat, sugar beet, oats and nitrogen catch crops. I Input and off take of nitrogen, phosphorus and potassium. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56 (2), pp. 87-97
- WEIDEMA, B., Wesnaes, M. 1996. Data quality management for life cycle inventories – an example of using data quality indicators. *Journal of Cleaner Production* 4 (3-4), pp 167-174.
- WEIDEMA, B.P. e Meeusen, M.J.G. 2000. *Agricultural data for life cycle assessment vol 1*. Agricultural Economics Research Institute. Hague
- WEST, T. Marland, G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 91, pp. 217-232.
- WILLIAMS, A.G., Audsley, E., Sandars, D.L. 2006. *Energy and environmental burdens of organic and non-organic agriculture and horticulture*. What will organic farming deliver? COR 2006.
- WILSON, R.H., Charry, A.A .Kemp, D.R. 2005. Performance indicators and benchmarking in Australian agriculture: synthesis and perspectives. *Extension Farming Systems*, vol. 1(1), pp 45-58.
- WINTER, M. 2000. The environmental impact of the 1992 CAP reforms in the arable sector, pp 117-136. In: F. Brouwer and P. Lowe (eds) *Cap Regimes and the European Countryside*, Wallingford, CAB International.
- XAVIER, J.H. e Caldeira-Pires, A. 2004. Uso Potencial da metodologia de análise de ciclo de vida (ACV) para a caracterização de impactos ambientais na agricultura. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, 21 (2), pp. 311-341.

ZANDER, P. Kächele, H., 1999. Modelling multiple objectives of land use for sustainable development. *Agricultural System* 59, pp. 311-325.

ANEXO

Exploração Mista

```

1 $OFFSYMXREF OFFSYMLIST OFFUELLIST OFFUELXREF
2 option limrow=0;
3 option limcol=0;
4
5 $Ontext
6
7 Actividades vegetais
8     SAU                                212 ha
9     TRIGO Mole                          TM 22 ha
10    TRIGO duro                         TD 22 ha
11    Aveia                               AV 22 ha
12    aveia*vicia                         VV 22 ha
13    azevem                              AZ 22 ha
14    past natural                        PN 50 ha
15    past melhor                          PM 25 ha
16    OLIVAL P/AZEITE                    OL 16 ha
17    POUSIOS COM AJUDA                   ST 7.3 ha
18 $Offftext
19 * * * * * SETS * * * * *
20 SETS
21 J activ vegetais /TM,TD,AV,VV,AZ,PN,PM,OL,ST/
22 jp(j) /TM,TD,AV,ST/
23 Bv activ animais /Bv/
24 p period alim /p1*p5/
25 ;
26 * * * * * DATA * * * * *
27 Scalars
28 SAU superficie agricola utilizada ha /212/
29 ;
30 Parameters
31 MLQ(j) margem liquida en eur per ha
32 /TM 175.18,TD 444.1,AV -71.2,VV -298.47,AZ -243.43,PN 0,PM -56.5,OL 360,ST 12»
33 9.15/
34 MLA(bv) margem liquida
35 /bv 656.13/
36 SBQ(j) ajudas en eur per ha
37 /TM 129.15,TD 442.15,AV 129.15,VV 0,AZ 0,PN 0,PM 0,OL 253,ST 129.15/
38 SBA(bv) premios para os animais
39 /bv 330.2/
40 FE(j) fenos e palhas UF per ha
41 /TM 600.15,TD 600.15,AV 679.5,AZ 2600,VV 2925/
42 GR(j) grao UF per ha
43 /AV 1530/
44 ;
45 Table PA(j,p) pastagens e agostadouros UF per ha
46     p1    p2    p3    p4    p5
47 PN    119   112   215   108   0
48 PM    166.6 156.8 301   166.6
49 TM
50     148.1
51 TD
52     148.1
53 AV
54     148.1
55 AZ
56     148.1
57 VV
58     148.1
59 ;
60 table NBV(bv,p) necessid bovinos em UF
61     p1    p2    p3    p4    p5
62 bv    577.97 874.34 534.30 474.40 876.53
63 ;
64 parameters
65 BNQ (j) balanço azoto em Kg N per ha
66 /TM 75.7,TD 79.7,AV 23.4,VV 20.4,AZ 2.34,PN -4.05,PM 29.12,OL 1.64,ST 0/

```



```

121   oliv
122   pasm
123   BN           calculo do balanço azoto na exp em Kg N
124   IE           calculo do impact energético na exp en GJ
125   BE           balanço energia na exp em GJ
126   GW           gases efeito estufa em Kg CO2eq
127   AC           acidificação na exp em Kg SO2eq
128   EU           eutrofização na exp em Kg PO4eq
129   E95         calculo do eco indicador na exp em Pt
130   E99         calculo do eco indicador na exp em Pt per ha
131 ;
132
133 INCOME.. sum(j,MLQ(j)*X(j))+sum(bv,MLA(bv)*y(bv))-20*alug =E= Z;
134
135 Subsid.. sum(j,SBQ(j)*X(j))+sum(bv,SBA(bv)*Y(bv)) =e= SBV;
136
137 Land.. sum(j,X(j)) =l= SAU;
138
139 Balan(p).. sum(j,PA(j,p)*X(j)+FENO(j,p)+GRAO(j,p))+alug*pa('pn',p)
140                -sum(bv,Y(bv)*nbv(bv,p)) =g= 0;
141
142 lfeno(j).. sum(p,feno(j,p)) =l= fe(j)*X(j);
143 lgrao(j).. sum(p,grao(j,p)) =l= gr(j)*X(j);
144
145
146 Setas.. sum(jp,1/10*X(jp)) =e= X('st');
147
148 BN .. sum (j,BNQ(j)*X(j)) =e= BNV;
149 IE.. sum(j,IEQ(j)*X(j)) =e= IEV;
150 BE.. sum(j,BEQ(j)*X(j)) =e= BEV;
151 GW.. sum(j,GWQ(j)*X(j)) =e= GWV;
152 AC.. sum(j,ACQ(j)*X(j)) =e= ACV;
153 EU.. sum(j,EUQ(j)*X(j)) =e= EUV;
154 E95.. sum(j,E95Q(j)*X(j)) =e= E95V;
155 E99.. sum(j,E99Q(j)*X(j)) =e= E99V;
156
157 trig.. X('td') =l= 22;
158
159 trgm.. X('tm') =l= 22;
160
161 Azev.. X('az') =l= 22;
162
163 avvi.. X('vv') =l= 22;
164
165 avei.. X('av') =l= 22;
166
167 oliv.. X('ol') =l= 16;
168
169 pasm..X('pm')+X('pn') =g= 50;
170
171
172 MODEL BASICMODEL region model /all/;
173 * * * * * SOLUTION * * * * *
174 SOLVE BASICMODEL using LP maximizing Z;
175

```

Exploração de Culturas Arvenses

```
1 $OFFSYMXREF OFFSYMLIST OFFFUELLIST OFFFUELXREF
2 option limrow=0;
3 option limcol=0;
4
5 $Ontext
6
7 Actividades vegetais
8     SAU total                238 ha
9     terra aravel             201 ha
10    Girassol                  GI 45,2 ha
11    TRIGO duro1              TD1 45,2 ha
12    Ervilha                   EV 45,2 ha
13    TRIGO duro2              TD2 45,2 ha
14    OLIVAL P/AZEITE           OL 37 ha
15    POUSIOS COM AJUDA         ST 20.1 ha
16 $Offtext
17 * * * * * SETS * * * * *
18 SETS
19 J activ vegetais /GI,TD1,EV,TD2,OL,ST/
20 jp(j) /GI,TD1,EV,TD2,ST/
21
22
23 ;
24
25 * * * * * DATA * * * * *
26 Scalars
27 arable terras araveis ha /201/
28 ;
29 Parameters
30 MLQ(j) margem liquida en eur per ha
31 /GI 156.69,TD1 466.1,EV 196.38,TD2 482.2,OL 230.86,ST 129.15/
32 SBQ(j) ajudas en eur per ha
33 /GI 129.15,TD1 442.15,EV 148.63,TD2 442.15,OL 226.77,ST 129.15/
34 BNQ(j) balanço do azoto Kg N per ha
35 /GI -17.03,TD1 22.94,EV 35.66,TD2 25.69,OL 1.98,ST 0/
36 IEQ(j) input energético GJ per ha
37 /GI 2.89,TD1 11.25,EV 3.36,TD2 8.98,OL 3.7,ST 0/
38 BEQ(j) Balanço de energia em GJ per ha
39 /GI 31.62,TD1 84.02,EV 29.70,TD2 82.61,OL 7.82,ST 0/
40 GWQ(j) Gases de efeito de estufa em Kg CO2eq per ha
41 /GI 368.90,TD1 2514.00,EV 185.90,TD2 2262.00, OL 212.67,ST 0/
42 ACQ(j) acidificação Kg SO2eq per ha
43 /GI 3.45,TD1 33.36,EV 3.21,TD2 31.32,OL 2.019,ST 0/
44 EUQ(j) eutrofização Kg PO4eq per ha
45 /GI 0.62,TD1 10.74,EV 1.47,TD2 10.38,OL 0.32,ST 0/
46 E95Q(j) eco indicador em Pt per ha
47 /GI 1.92,TD1 9.13,EV 1.77,TD2 8.10,OL 1.11,ST 0/
48 E99Q(j) eco indicador em Pt per ha
49 /GI 57.6,TD1 235.2,EV 83.5,TD2 201.7,OL 26.81,ST 0/
50 ;
51 * * * * * MODEL * * * * *
52 VARIABLES
53     Z      farm income (euros)
54 ;
55
56 POSITIVE VARIABLES
57     X(j)   vegetable activity level (ha)
58     SBV    tot subsidies
59     BNV    nitrogen balance em Kg
60     IEV    impact energético na exp en GJ
61     BEV    energy balance em GJ
```

```

62  GWV      gases efeito estufa em Kg CO2eq
63  ACV      acidificao em Kg SO2eq
64  EUV      eutrofizao em Kg PO4eq
65  E95V     eco indicador na exp em Pt
66  E99V     eco indicador na exp em Pt per ha
67 ;
68 *  BNV.UP = 3152.323;
69 *  IEV.UP=2885.490;
70 *  BEV.up=9244.435;
71 *  GWV.up=250014.4;
72 *  ACV.up=3316.878;
73 *  EUV.up=1067.213;
74 *  E95V.up=990.81;
75 *  E99V.up=27287.610;
76
77  EQUATIONS
78  INCOME      farm income
79  SUBSID      subsidies
80  LAND        land constraint
81  setas      set-aside constraint
82  BN          calculo do balan azotado na exp em Kg N
83  IE          calculo do impact enertico na exp en GJ
84  BE          calculo balan energia na exp em
85  GW          calculo de gases efeito estufa na exp em Kg CO2eq
86  AC          calculo da acidifica na exp em Kg SO2eq
87  EU          calculo da eutrofiza na exp em Kg PO4eq
88  E95        calculo do eco indicador na exp em Pt
89  E99        calculo do eco indicador na exp em Pt per ha
90  giras
91  trig1
92  trig2
93  ervil
94  oliva
95
96 ;
97
98  INCOME.. sum(j,MLQ(j)*X(j)) =e= Z;
99
100  Subsid.. sum(j,SBQ(j)*X(j)) =e= SBV;
101
102  Land.. sum(jp,X(jp)) =l= arable;
103
104  giras.. X('gi') =l= 45.2;
105  trig1.. X('td1') =l= 45.2;
106  trig2.. X('td2') =l= 45.2;
107  ervil.. X('ev') =l= 45.2;
108  oliva.. X('ol') =l= 37;
109
110
111
112  Setas.. sum(jp,0.1*X(jp)) =e= X('st');
113
114  BN.. sum(j,BNQ(j)*X(j)) =e= BNV;
115
116  IE.. sum(j,IEQ(j)*X(j)) =e= IEV;
117
118  BE.. sum(j,BEQ(j)*X(j)) =e= BEV;
119
120  GW.. sum(j,GWQ(j)*X(j)) =e= GWV;
121
122  AC.. sum(j,ACQ(j)*X(j)) =e= ACV;

```

```

123
124 EU.. sum(j,EUQ(j)*X(j)) =e= EUV;
125
126 E99.. sum(j,E99Q(j)*X(j)) =e= E99V;
127
128 E95.. sum(j,E95Q(j)*X(j)) =l= E95V;
129
130 * * * * * MODBN * * * * *
131 MODEL modBN region model /all/
132
133 SOLVE MODBN using LP maximizing Z;
134 parameter result1;
135 RESULT1('BAL_N') =sum(j,BNQ(j)*X.l(j));
136 RESULT1('IMP_ENG') =sum(j,IEQ(j)*X.l(j));
137 RESULT1('BAL_Eng')=sum(j,BEQ(j)*X.l(j));
138 RESULT1('GAS_EET') =sum(j,GwQ(j)*X.l(j));
139 RESULT1('acidifi') =sum(j,ACQ(j)*X.l(j));
140 RESULT1('eutrofi') =sum(j,EUQ(j)*X.l(j));
141 RESULT1('E95') =e95v.l;
142 RESULT1('E99') =sum(j,E99Q(j)*X.l(j));
143 result1(j)=X.l(j);
144 result1('rend_eur')=z.l;
145 result1('subs_eur')=sbv.l;
146 Parameter result2;
147 Result2('dual_land')=land.m;
148 result2('dual_set')=setas.m;
149 RESULT2('dual_e95')=e95v.m;
150 Parameter result3;
151 RESULT3('BALN/ha') =sum(j,BNQ(j)*X.l(j))/arable;
152 RESULT3('iev/ha') =sum(j,IEQ(j)*X.l(j))/arable;
153 RESULT3('bev/ha')=sum(j,BEQ(j)*X.l(j))/arable;
154 RESULT3('gwv/ha') =sum(j,GwQ(j)*X.l(j))/arable;
155 RESULT3('acv/ha') =sum(j,ACQ(j)*X.l(j))/arable;
156 RESULT3('euv/ha') =sum(j,EUQ(j)*X.l(j))/arable;
157 RESULT3('E95/ha') =e95v.l/arable;
158 RESULT3('E99/ha') =sum(j,E99Q(j)*X.l(j))/arable;
159 result3('rend/ha')=z.l/arable;
160 result3('subs_ha')=sbv.l/arable;
161
162 display result1, result2, result3;
163

```