

*Min*

$$\sum_{j=1}^p \sum_{k=1}^n (f_k + v g_k)$$

s.a.

$$\sum_{k=1}^l c_k^{\min} y_{jk} \leq \sum_{i=1}^m q_{ij} \leq \sum_{k=1}^l c_k^{\max} y_{jk}, \quad \forall j$$

*p*

*n*

*l*

$$\sum_{h=1}^p \sum_{i=1}^n \sum_{k=1}^l r_{hjk} y_{jk}$$

$$r_{hjk} y_{jk}$$

Sandra Cristina Gonçalves da Silva

## SISTEMA DE APOIO À DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO NA LOCALIZAÇÃO DE CENTRAIS DE BIOGÁS

Tese de doutoramento em Gestão — Ciência Aplicada à Decisão, orientada por Prof. Doutor Luís Alçada Almeida e Prof. Doutor Luís C. Dias e apresentada à Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra

2014

• U •



UNIVERSIDADE DE COIMBRA



FEUC FACULDADE DE ECONOMIA  
UNIVERSIDADE DE COIMBRA

Sandra Cristina Gonçalves da Silva

# Sistema de Apoio à Decisão Espacial Multicritério na Localização de Centrais de Biogás

Tese de Doutoramento em Gestão – Ciência Aplicada à Decisão,  
apresentada à Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra para  
obtenção do grau de Doutor

Orientadores: Prof. Doutor Luís Alçada Almeida e Prof. Doutor Luís C. Dias

Coimbra, 2014

# Agradecimentos

Aos meus orientadores, Professor Luís Dias e Professor Luís Alçada Almeida, pelo apoio constante, pela disponibilidade e pela orientação prestada ao longo deste meu percurso científico. Agradeço, ainda, as valiosas sugestões na revisão do texto final.

Ao INESC Coimbra, pelo apoio financeiro concedido para a participação em eventos científicos.

Ao Instituto Politécnico de Viana do Castelo, pelo apoio concedido durante dois anos no âmbito do programa PROTEC.

Aos especialistas (e colegas) envolvidos neste estudo, José Carlos Santos, Ana Cristina Rodrigues, Joaquim Mamede Alonso e Joaquim Cerqueira, pela disponibilidade demonstrada e por todo o apoio.

Ao Centro de Informação Geográfica e Estudo de Sistemas Ambientais, da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo, pela disponibilização da base de dados relativa ao inquérito considerado nesta tese e da informação geográfica da região. Agradeço aos técnicos deste centro, Carlos Guerra, Sónia Santos, Ivone Martins e Cláudio Paredes, pelo apoio prestado.

À empresa ENC Energy, na pessoa da Eng. Ana Matos, pela disponibilidade imediata em receber-me e em discutir algumas temáticas relacionadas com a produção de biogás.

À EDP Distribuição, na pessoa do Eng. Francisco Cravo Branco, pela disponibilização da informação geográfica relativa à rede elétrica da região em estudo.

A todos os meus amigos que sempre me incentivaram, em especial, ao Jorge Fernandes, ao Miguel Novais, à Joana Almeida, ao Luís Florêncio, à Sónia Dias, ao Óscar Azevedo, à Sílvia Oliveira e ao Carlos Veiga, pelo grande apoio, motivação e carinho.

Em especial, aos meus pais, à Sofia, ao Luís e à Beatriz por todo o amor, pelo enorme apoio, e pelo encorajamento e força que sempre me transmitiram.



*Nada é mais difícil, e por isso mais precioso, do que ser capaz de decidir.*

Bonaparte, Napoleão



# Resumo

A presente tese pretende abordar, de forma integrada, o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão espacial multicritério na localização de infraestruturas indesejáveis. As infraestruturas indesejáveis, como é o caso das centrais de biogás que usam efluentes animais como fonte de biomassa, exercem um efeito desagradável sobre as populações próximas da sua localização, apesar dos seus benefícios ambientais e económicos. Assim, aos critérios tipicamente utilizados na decisão da localização de infraestruturas indesejáveis (habitualmente a minimização de custos), é necessário adicionar preocupações que refletem a manutenção da qualidade de vida das regiões que sofrem o impacto da instalação destas. A localização de centrais de biogás requer, portanto, uma abordagem multiobjetivo, que é desenvolvida nesta tese com o objetivo de definir o respetivo número, a afetação destas às explorações leiteiras (fornecedoras de biomassa) e a sua capacidade. Para este objetivo concorrem duas vertentes também desenvolvidas nesta tese: a avaliação de sustentabilidade das explorações leiteiras, por forma a tentar projetar a sua (atual) continuidade na atividade, e a avaliação da aptidão do solo para a localização das centrais de biogás. Estas avaliações são desenvolvidas através de processos de decisão espacial multicritério, utilizando critérios de ordem ambiental, económica e social definidos por um grupo de especialistas e aplicando o método multicritério ELECTRE TRI (de forma interativa e com a consideração de cenários distintos) e Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (recorrendo à álgebra de mapas e à criação de grelhas vetoriais). A integração destas duas ferramentas, multicritério e SIG, é essencial no apoio à decisão em problemas espaciais multicritério. Nesta tese é desenvolvida uma integração completa onde, num ambiente SIG (mais concretamente no ArcGIS), é disponibilizada uma interface que permite a utilização integrada de um método multicritério (o ELECTRE TRI), através da implementação de um protocolo de acesso a um servidor de algoritmos de métodos multicritério via Internet.

A tese estabelece um processo global de decisão espacial multicritério, também ele perfeitamente integrado, composto por três componentes (com diferentes intervenientes): Quais os locais viáveis para possível instalação de centrais? (análise espacial da aptidão); Quais as previsíveis explorações a considerar? (análise de sustentabilidade); Onde instalar centrais, de que tipos, e qual o esquema geral de afetação a explorações? (otimização multiobjectivo). De modo a ilustrar e a validar as componentes desenvolvidas, estuda-se um problema com dados reais relativo à localização de centrais de biogás para tratamento dos efluentes animais provenientes das explorações leiteiras, na Região Entre Douro e Minho, em Portugal.

**Palavras-Chave:** Sistemas de Apoio à Decisão; Avaliação Multicritério; Sistemas de Informação Geográfica; Localização; Sustentabilidade; Investigação Operacional.



# Abstract

This thesis aims to address, in an integrated manner, the development of multicriteria spatial decision support systems in locating undesirable facilities. Undesirable facilities, as is the case of biogas plants that use animal manure as a source of biomass, have an unpleasant effect on people living around its location, despite its environmental and economic benefits. Thus, to the criteria typically used in the location of undesirable facilities (usually, cost minimization), it is necessary to add social rejection. The location of biogas plants, therefore, requires a multiobjective approach, which is developed in this thesis in order to specify its number, the allocation of these to dairy farms (suppliers of biomass) and its capacity. For this purpose, this thesis develops two complementary strands: the sustainability classification of dairy farms in order to assess the (current) continuity in the activity, and the land-use suitability assessment to locating biogas plants. These assessments are developed through multicriteria spatial decision processes using environmental, economic and social criteria defined by a group of experts and applying the multicriteria ELECTRE TRI method (interactively and considering different scenarios) and Geographic Information Systems (GIS) (using the map algebra and the vector grids analysis). The integration of these two tools, multicriteria and GIS, is essential in multicriteria spatial decision support problems. This thesis develops a full integration in GIS environment (more specifically, the ArcGIS), and provides an interface that enables the integrated use of a multi-criteria method (ELECTRE TRI) through the implementation of an access protocol to an algorithms server via the Internet.

The thesis establishes an integrated and global multicriteria spatial decision process made of three components (with different actors): Which viable locations for possible installation of central? (spatial analysis of suitability); Which predictable dairy farms to consider? (sustainability analysis); Where to install biogas plants, what types, and what the general scheme of allocation to farms? (multiobjective optimization). In order to illustrate and validate the developed components, we study a problem with real data on the location of biogas plants for treating animal waste from dairy farms in the Entre-Douro-e-Minho region in Portugal.

**Keywords:** Decision Support Systems; Multicriteria evaluation; Geographic Information Systems; Location; Sustainability; Operational Research.



# Lista de Figuras

<b>Figura 1.1:</b> Esquema da metodologia desenvolvida nesta tese.....	8
<b>Figura 2.1:</b> Esquema do processo de MCDA.....	15
<b>Figura 2.2:</b> Representação da matriz de um problema MADM.....	19
<b>Figura 2.3:</b> Fluxo do processo dos métodos de um único critério de síntese.....	20
<b>Figura 2.4:</b> Fluxo do processo dos métodos de prevalência.....	21
<b>Figura 2.5:</b> Fluxo do processo dos métodos multiobjetivo com agregação <i>a priori</i> de preferências.....	24
<b>Figura 2.6:</b> Fluxo do processo dos métodos iterativos.....	24
<b>Figura 2.7:</b> Fluxo do processo dos métodos de geração.....	25
<b>Figura 2.8:</b> Definição das categorias do ELECTRE TRI.....	32
<b>Figura 2.9:</b> Ilustração da construção do índice de concordância parcial.....	34
<b>Figura 2.10:</b> Ilustração da construção do índice de discordância.....	35
<b>Figura 2.11:</b> Esquema geral do procedimento do método ELECTRE TRI.....	38
<b>Figura 2.12:</b> Número de artigos publicados por ano, na área Localização Multicritério, no período entre 1994 e 2014.....	40
<b>Figura 3.1:</b> Exemplo de representação raster.....	46
<b>Figura 3.2:</b> Exemplo de representação vetorial: <b>(a)</b> pontos <b>(b)</b> linhas e <b>(c)</b> polígonos.....	47
<b>Figura 3.3:</b> Arquitetura base de um SDSS.....	49
<b>Figura 3.4:</b> Número de artigos SIG-MCDA publicados por ano no período entre 1990 e 2014.....	54
<b>Figura 3.5:</b> Processo de decisão espacial multicritério.....	59
<b>Figura 4.1:</b> Esquema dos modos de integração SIG e MCDA: <b>(a)</b> fraca, <b>(b)</b> forte e <b>(c)</b> completa.....	66
<b>Figura 4.2:</b> Arquitetura do MC-SDSS Web.....	76
<b>Figura 4.3:</b> Primeiro Módulo: Critérios e Informação de Dados.....	78
<b>Figura 4.4:</b> Segundo módulo: Parâmetros do ELECTRE TRI.....	79

<b>Figura 4.5:</b> Terceiro módulo: Resultados do ELECTRE TRI.....	80
<b>Figura 4.6:</b> Quarto módulo: Análise de Sensibilidade .....	81
<b>Figura 5.1:</b> Processo de apoio à decisão. ....	91
<b>Figura 5.2:</b> Apresentação das categorias no estudo da viabilidade ambiental e socioeconómica das explorações. ....	106
<b>Figura 5.3:</b> Categorias Ambientais considerando os perfis de referência. ....	106
<b>Figura 5.4:</b> Categorias Socioeconómicas considerando os perfis de referência.....	107
<b>Figura 5.5:</b> Número de explorações obtidas em cada categoria em estudo.....	108
<b>Figura 5.6:</b> Mapas referentes à distribuição da classificação das explorações quanto à: <b>(a)</b> Viabilidade Ambiental e <b>(b)</b> Viabilidade Socioeconómica.....	109
<b>Figura 5.7:</b> Número e percentagem de explorações classificadas nas 4 categorias de sustentabilidade. ....	111
<b>Figura 5.8:</b> Densidade da distribuição das explorações leiteiras de acordo com a nova (agregação) perspectiva de sustentabilidade. ....	112
<b>Figura 5.9:</b> Número de explorações classificadas quanto à sustentabilidade em cada concelho. ....	112
<b>Figura 5.10:</b> Comparação dos três cenários quanto à classificação da viabilidade Ambiental e Socioeconómica.....	114
<b>Figura 5.11:</b> Comparação percentual dos três cenários de acordo com a perspectiva global de sustentabilidade (quatro categorias). ....	116
<b>Figura 5.12:</b> Comparação percentual da sustentabilidade entre os cenários Benevolente e Penalizador com uma variação de 15%.....	118
<b>Figura 5.13:</b> Número de explorações leiteiras classificados em cada uma das quatro categorias de Sustentabilidade, comparando os cinco cenários. ....	119
<b>Figura 6.1:</b> Fluxograma do processo de decisão espacial multicritério desenvolvido neste trabalho. ....	132
<b>Figura 6.2:</b> Representação esquemática do Ciclo de Sustentabilidade da Digestão Anaeróbia de efluentes e resíduos orgânicos.....	137
<b>Figura 6.3:</b> Mapa de Restrições.....	144
<b>Figura 6.4:</b> Classificação dos locais aptos, considerando os cenários <i>Pior</i> e <i>Melhor</i> . ....	145
<b>Figura 6.5:</b> Classificação das grelhas, considerando os cenários <i>Pior</i> e <i>Melhor</i> .....	146
<b>Figura 6.6:</b> Mapa dos locais com maior aptidão. ....	148

<b>Figura 7.1:</b> Gráfico BAGAL – Comparação das soluções 1 a 5.....	172
<b>Figura 7.2:</b> Explorações leiteiras afetas a cada central de biogás relativamente à solução: <b>(a)</b> “L1 (Norm) (0,33; 0,33; 0,33)” e <b>(b)</b> “L $\infty$ (Norm)” .....	173
<b>Figura 7.3:</b> Soluções da Fronteira de Pareto, no espaço das funções objetivo. ....	175
<b>Figura 7.4:</b> Projeção das soluções no plano (2D) das funções objetivo: <b>(a)</b> Z1 e Z2; <b>(b)</b> Z2 e Z3 e <b>(c)</b> Z1 e Z3. ....	176
<b>Figura 7.5:</b> Explorações leiteiras sustentáveis afetas a cada central de biogás relativamente à solução: <b>(a)</b> L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) e <b>(b)</b> L $\infty$ (Norm). ....	179



# Lista de Tabelas

<b>Tabela 2.1:</b> Características típicas dos modelos multiatributo e multiobjetivo. ....	18
<b>Tabela 2.2:</b> Os procedimentos de afetação. ....	37
<b>Tabela 2.3:</b> Lista dos cinco principais jornais e áreas de aplicação dos artigos na área Localização Multicritério, no período entre 1965 e 2014. ....	40
<b>Tabela 3.1:</b> Lista dos jornais que publicaram oito ou mais artigos na área SIG-MCDA no período entre 1990 e 2014. ....	55
<b>Tabela 3.2:</b> Lista das principais áreas de aplicação no campo SIG-MCDA. ....	56
<b>Tabela 5.1:</b> Critérios Ambientais e seus objetivos. ....	95
<b>Tabela 5.2:</b> Quantidade de azoto produzida de acordo com o tipo de bovino. ....	98
<b>Tabela 5.3:</b> Quantidade máxima de azoto a aplicar na área forrageira de acordo com o tipo de cultura. ....	98
<b>Tabela 5.4:</b> Critérios Socioeconómicos e seus objetivos ....	102
<b>Tabela 5.5:</b> Parâmetros para o ELECTRE TRI: limiares de indiferença ( $qj$ ), preferência ( $pj$ ) e veto ( $vj$ ) e pesos ( $kj$ ). ....	107
<b>Tabela 5.6:</b> Cruzamento da classificação da Viabilidade Ambiental e Socioeconómica ....	110
<b>Tabela 5.7:</b> Comparação entre os cenários Original e Penalizador. ....	116
<b>Tabela 5.8:</b> Comparação entre os cenários Original e Benevolente. ....	117
<b>Tabela 6.1:</b> Benefícios para a sociedade e agricultores/produtores ....	125
<b>Tabela 6.2:</b> Produção de energia primária de biogás na Alemanha, Reino Unido, Itália e Portugal, no ano 2011, em ktoe. ....	126
<b>Tabela 6.3:</b> Restrições: critérios de exclusão, área mínima e forma adequada. ....	139
<b>Tabela 6.4:</b> Fatores e seus objetivos. ....	141
<b>Tabela 6.5:</b> Reclassificação dos fatores F5 e F6. ....	142
<b>Tabela 6.6:</b> Perfis de Referência ....	142

<b>Tabela 6.7:</b> Limiares de indiferença, preferência e veto e coeficientes de importância. ....	143
<b>Tabela 6.8:</b> Distribuição dos locais com maior aptidão pelas freguesias.....	148
<b>Tabela 7.1:</b> Tipo de centrais de biogás e características associadas.....	165
<b>Tabela 7.2:</b> Sumário de onze soluções eficientes, representativas da fronteira de Pareto. ....	171
<b>Tabela 7.3:</b> Localização, tipo, quantidade de efluentes tratados nas centrais de biogás e número de explorações afetas a cada central e distância entre elas, considerando as soluções “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” e “L $\infty$ (Norm)”.....	174
<b>Tabela 7.4:</b> Sumário de onze soluções eficientes, representativas da fronteira de Pareto, considerando apenas as explorações sustentáveis.....	177
<b>Tabela 7.5:</b> Localização, tipo, quantidade de efluentes tratados nas centrais de biogás e número de explorações afetas a cada central, relativos às soluções “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” e “L $\infty$ (Norm)”, considerando apenas as explorações sustentáveis.....	178
<b>Tabela 7.6:</b> Comparação dos resultados obtidos relativos à solução L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33), sem e com a extensão ao modelo. ....	183
<b>Tabela 7.7:</b> Comparação de resultados em algumas explorações relativos à solução L1 (Norm) e solução L1 (Norm) considerando a extensão ao modelo. ....	184



# Sumário

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>1</b>
1.1	Enquadramento geral .....	1
1.2	Motivações.....	3
1.3	Objetivos .....	6
1.4	Metodologia.....	7
1.5	Contributos .....	9
1.6	Descrição da estrutura do trabalho .....	10
<b>2</b>	<b>APOIO MULTICRITÉRIO À DECISÃO</b> .....	<b>13</b>
2.1	Apoio à Decisão.....	13
2.2	Processo de Apoio Multicritério à Decisão .....	15
2.3	Taxionomia dos métodos de apoio à decisão .....	17
2.3.1	Métodos Multiatributo .....	19
2.3.2	Métodos Multiobjetivo .....	22
2.4	Métodos ELECTRE .....	28
2.4.1	Fundamentos teóricos sobre os Métodos de Prevalência ELECTRE .....	28
2.4.2	ELECTRE TRI.....	31
2.5	Problemas de Localização Multicritério .....	39
<b>3</b>	<b>SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO</b> .....	<b>43</b>
3.1	Sistemas de Apoio à Decisão.....	43
3.2	Sistemas de Informação Geográfica .....	44
3.3	SIG como sistema de apoio à decisão .....	48
3.4	Natureza multicritério dos problemas de decisão espacial .....	51
3.5	Processo de apoio à decisão espacial multicritério .....	58

<b>4</b>	<b>SISTEMA DE APOIO À DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO WEB .....</b>	<b>63</b>
4.1	Introdução .....	63
4.2	Integração SIG- MCDA .....	65
4.2.1	Modos de integração SIG-MCDA.....	65
4.2.2	Formas de integração SIG-MCDA .....	68
4.2.3	Exemplos de integração completa SIG-MCDA.....	71
4.3	Sistemas de apoio à decisão multicritério espacial Web .....	74
4.4	Interface MC-SDSS Web .....	75
4.4.1	Arquitetura .....	75
4.4.2	Descrição .....	78
4.5	Conclusões.....	82
<b>5</b>	<b>CLASSIFICAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE ESTRUTURAS AGRÍCOLAS USANDO O MÉTODO ELECTRE TRI .....</b>	<b>85</b>
5.1	Introdução .....	85
5.2	Sustentabilidade agrícola e apoio à decisão multicritério .....	87
5.3	Processo de apoio à decisão multicritério.....	91
5.4	Definição dos Critérios.....	92
5.4.1	Critérios Ambientais .....	94
5.4.2	Critérios Socioeconómicos .....	101
5.5	Aplicação do método ELECTRE TRI .....	105
5.6	Resultados .....	108
5.7	Análise de Sensibilidade .....	113
5.8	Discussão .....	119
5.9	Conclusões.....	120

<b>6</b>	<b>PROCESSO DE DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO NA AVALIAÇÃO DA APTIDÃO DO SOLO PARA LOCALIZAÇÃO DE CENTRAIS DE BIOGÁS.....</b>	<b>123</b>
6.1	Introdução.....	123
6.2	Apoio à decisão espacial multicritério e avaliação da aptidão do solo.....	127
6.3	Processo de decisão espacial multicritério na avaliação da aptidão do solo .....	131
6.3.1	Critérios de Avaliação.....	133
6.3.2	Matriz de Decisão.....	135
6.3.3	Aplicação interativa da regra de decisão .....	135
6.4	Aplicação do processo de decisão para localização de centrais de biogás.....	137
6.4.1	Definição do Problema.....	137
6.4.2	Restrições .....	139
6.4.3	Fatores.....	140
6.4.4	Preferências no método ELECTRE TRI .....	142
6.5	Resultados.....	143
6.6	Conclusões .....	148
<b>7</b>	<b>MODELO MULTI OBJETIVO PARA A LOCALIZAÇÃO DE CENTRAIS DE BIOGÁS .....</b>	<b>151</b>
7.1	Introdução.....	151
7.2	Problemas de Localização Multiobjetivo .....	154
7.3	Modelo multiobjetivo para localização de centrais de biogás.....	158
7.4	Aplicação do modelo na região Entre Douro e Minho.....	163
7.5	Resultados.....	167
7.5.1	Localização das centrais de biogás considerando todas as explorações leiteiras .	167
7.5.2	Localização das centrais de biogás considerando apenas as explorações classificadas como sustentáveis.....	175
7.6	Extensão ao modelo multiobjectivo .....	179
7.6.1	Aplicação da extensão do modelo ao caso estudado .....	181
7.7	Conclusões .....	185

<b>8</b>	<b>CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA INVESTIGAÇÃO FUTURA .....</b>	<b>187</b>
8.1	Conclusões Gerais.....	187
8.2	Limitações.....	191
8.3	Sugestões para investigação futura.....	192
	<b>Referências Bibliográficas.....</b>	<b>195</b>
	<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>213</b>
	<b>APÊNDICE B .....</b>	<b>225</b>

# Capítulo 1

## INTRODUÇÃO

---

### 1.1 Enquadramento geral

As questões ambientais e energéticas são preocupações atuais e de grande relevância na vida das empresas e na vida das pessoas em geral.

Com a percepção do esgotamento dos recursos energéticos, da perda da qualidade de vida e saúde, e da degradação ambiental, surge a necessidade de olhar para a problemática ambiental e energética de uma forma mais ampla, não só tendo em consideração fatores económicos (tangíveis), mas também as preocupações múltiplas, incomensuráveis e conflituantes da sociedade em geral (intangíveis).

A sustentabilidade ambiental e energética tem hoje um papel fundamental na tomada de decisão. O desenvolvimento sustentável significa a satisfação das necessidades presentes sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir as suas próprias necessidades (Kowalski et al., 2009). Segundo Munda (2005a), o desenvolvimento sustentável é um conceito multidimensional que inclui perspetivas socioeconómicas, ecológicas, técnicas e éticas, o que requer a integração de abordagens e métodos que permitam considerar a complexidade dos sistemas socioeconómicos e biofísicos, as incertezas e consequências a longo prazo das opções tomadas e um maior compromisso entre os decisores e as partes envolvidas, de forma a melhorar o processo de decisão. São muitos os autores (por exemplo, Munda, 2005b e Diakoulaki et al., 2005) que consideram que a análise de decisão multicritério é uma forma adequada de lidar com este tipo de complexidade.

A análise de decisão tem-se tornado cada vez mais popular na tomada de decisões no sector do ambiente e energia (Kowalski et al., 2009). Algumas das questões mais frequentes a responder neste contexto são: “Que tipo de energia ou tecnologia deve ser usado?”, “Como combinar o tipo de energia ou tecnologia a fim de satisfazer as necessidades energéticas futuras e

preservar o ambiente?” e “Onde localizar as infraestruturas de conversão ou transmissão energéticas?” (Diakoulaki et al., 2005).

A localização de infraestruturas energéticas, em particular de centrais de biogás, é uma tarefa complexa pela variedade de critérios envolvidos e pelo número de decisores e interesses distintos, por vezes, conflitantes. Este tipo de decisão tem de ter em conta muitos tipos de restrições, como a proximidade às áreas protegidas e urbanas, linhas de água, rede viária, entre outras. Munda (2005b) considera que a dimensão espacial é um elemento-chave nos problemas de cariz ambiental e energético. Church (2002) realça igualmente a importância desta dimensão nos problemas de localização.

Worrall (1991) estima que 80% dos problemas de decisão, que pessoas e organizações enfrentam, incluem dados com componentes espaciais. Estes problemas de decisão variam entre atividades diárias simples espacialmente georreferenciadas, como escolher o trajeto para ir de um lugar para outro, e decisões mais complexas que envolvem um grande número de decisores, diferentes camadas de informação geográfica e interesses conflitantes como, por exemplo, a localização de uma infraestrutura bioenergética.

Os problemas de decisão espacial são geralmente mal definidos e lidam com muitos aspetos rígidos (condicionantes) pré-existentes: características biofísicas e ecológicas do território (como áreas protegidas, rede hidrográfica, tipo de solos), equipamentos, edifícios e infraestruturas, etc. As decisões sobre o espaço envolvem entidades sobre as quais pode ser difícil discernir, por possuírem muita informação geográfica complexa e incluírem normalmente muitas partes interessadas. Para além disso, as consequências e impactos de uma decisão espacial no território são raramente locais e pontuais, mas sim dispersas no espaço e no tempo. Cada decisão é avaliada com base em vários critérios, que podem ser quantitativos ou qualitativos, muitas vezes definidos em diferentes escalas de medição e, por vezes, conflitantes. Neste tipo de problemas procuram-se soluções de compromisso entre os decisores e as partes interessadas, habitualmente com diferentes preferências e objetivos. Todas estas características definem os problemas espaciais como heterogéneos, complexos e possuidores de uma natureza multicritério.

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) são instrumentos adequados para compreensão e análise dos problemas espaciais, pelas suas capacidades de armazenamento, gestão, análise, modelação e visualização de dados espaciais. No entanto, apesar do progresso tecnológico alcançado nos últimos anos, os SIG têm ainda vários pontos fracos, destacando-se a não integração de capacidades analíticas de suporte a problemas espaciais de natureza multicritério.

Várias tentativas têm sido feitas com o objetivo de desenvolver ferramentas integradas no SIG para o apoio à decisão. Uma solução é a integração de diferentes técnicas e ferramentas de Investigação Operacional, em particular do apoio multicritério à decisão, num ambiente SIG, criando um sistema de apoio à decisão espacial multicritério. Abel et al. (1994) identificaram três grandes vantagens da integração SIG e multicritério: o reforço da evolução dos SIG, o melhoramento do nível desejado de usabilidade destas ferramentas, e a elaboração de abordagens enriquecedoras na resolução de problemas.

Assim, com o desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão espacial multicritério para lidar especificamente com problemas de localização de infraestruturas bioenergéticas, com implicações ambientais, económicas e sociais, pretendemos contribuir para a literatura e para as práticas nesta área.

### **1.2 Motivações**

Nas últimas décadas, o crescimento e desenvolvimento económico levou à geração de maiores quantidades de resíduos urbanos, agrícolas e industriais, sendo cada vez mais óbvia a necessidade de não os encarar apenas como materiais indesejáveis, mas sim como recursos valorizáveis. A valorização desses resíduos passa pela sua conversão em produtos úteis, nomeadamente, na produção de biogás, energia elétrica e térmica.

A valorização, por exemplo, dos efluentes pecuários, além de reduzir a fatura energética dos setores pecuário e agrícola, é essencial para a redução do impacto destes resíduos no solo, atmosfera e recursos hídricos. Os efluentes animais têm potencial para se tornarem uma importante fonte de energia renovável (Ma et al., 2005).

A intensificação pecuária na União Europeia causou o aumento dos impactos ambientais sobre o solo, água e ar (Jongbloed e Lenis, 1998). Estima-se que a agricultura contribua para 49% das emissões de CH<sub>4</sub> (metano) e 63% das emissões de N<sub>2</sub>O (óxido nitroso) (Sommer et al., 2004). A maioria das emissões de CH<sub>4</sub> é proveniente do armazenamento de efluentes animais, enquanto a maioria das emissões de N<sub>2</sub>O são provenientes da aplicação dos efluentes no campo (Gebrezgabher et al., 2014).

Portugal debate-se com diversos problemas ao nível energético e ambiental, relacionados com os efluentes de origem animal. Tem-se verificado uma intensificação da pecuária, com o aumento do número de animais em áreas reduzidas, o que conduz a uma elevada

produção de efluentes cujo armazenamento, tratamento e destino final levantam problemas para o meio ambiente, para a produção animal e para o Homem. Daí resultam prejuízos económicos e sociais sérios para os produtores, para as indústrias e para o País, tanto no que se refere à degradação ambiental, como no que diz respeito aos custos associados às medidas de prevenção da saúde pública.

A região Entre Douro e Minho (EDM) é uma das regiões com sistemas de pecuária mais intensivos no plano nacional e com vários problemas já identificados de contaminação de águas e de solos. Esta região evidencia-se na produção nacional de leite apresentando o melhor desempenho no que respeita ao crescimento de produção e produtividade e na reestruturação da atividade (Santos, 2011).

O setor leiteiro tem de dar resposta a várias exigências ambientais resultantes da política europeia e nacional, como sendo o Decreto-Lei 81/2013 que regula o Regime da Atividade Pecuária nas explorações pecuárias (REAP) e o Despacho 8277/2007 que define a Estratégia Nacional para os Efluentes Agropecuários e Agroindustriais (ENEAPAI). A sustentabilidade de muitas explorações leiteiras desta região pode estar comprometida por estas não estarem de acordo com os novos enquadramentos legais. É importante referir que o REAP iniciou-se com a elaboração do Decreto-Lei 202/2005 que, dada a situação vivida na maioria das explorações, teve dificuldade de ser colocado em prática, tendo por isso sofrido várias alterações até ao atual Decreto-Lei 81/2013. Houve mesmo a necessidade de ser criado um grupo de trabalho com a missão de realizar o levantamento dos constrangimentos à aplicação da legislação e ao licenciamento das explorações pecuárias.

Além das preocupações ambientais associadas às explorações leiteiras, também existem preocupações sociais, como a segurança alimentar, poluição e bem-estar animal e ainda preocupações económicas associadas à diminuição do preço de venda do leite e ao aumento de custos de produção.

A sustentabilidade do setor leiteiro dependerá da análise de viabilidade ambiental, económica e social das explorações leiteiras, permitindo esta análise obter uma melhor visão sobre as suas implicações a nível individual e global (van Calker et al., 2005). A dimensão ambiental refere-se à manutenção e evolução das funções dos ecossistemas, a dimensão social refere-se à equidade e saúde e a dimensão económica refere-se ao desenvolvimento económico em harmonia com a natureza e vida humana.

As questões ambientais, económicas e sociais exigem uma abordagem apropriada de apoio à decisão que não se cinja a congregar todos estes aspetos num indicador único. A análise



de sustentabilidade das explorações leiteiras exige procedimentos multicritério baseados na procura de compromissos, em vez de procurar soluções que otimizem apenas um único indicador. Várias abordagens foram desenvolvidas para a avaliação da sustentabilidade agrícola, mas são quase inexistentes as que consideram todas essas vertentes na análise e que não congreguem os vários critérios num único índice de sustentabilidade global. Este tipo de análise tem grande importância na área do sector leiteiro pois avalia a sua continuidade medindo o impacto atual e futuro, e salienta necessidades definitivas de ação a fim de evitar caminhos insustentáveis impondo uma maior sustentabilidade a todos os níveis.

A necessidade de ultrapassar a situação de desequilíbrio entre os recursos ambientais e a urgência em encontrar soluções para reutilização dos efluentes animais produzidos nas explorações leiteiras que, por um lado, vão ao encontro do novo enquadramento legislativo, nacional e comunitário e, por outro, que sejam soluções sustentáveis e economicamente viáveis, levou à consideração da implementação de centrais de biogás para geração de recursos energéticos (renováveis) através do seu reaproveitamento.

A produção de biogás está em consonância com o Plano de Ação Europeu de Biomassa e com o principal objetivo da Diretiva de Energias Renováveis (2009/28/CE), relativa à promoção da utilização de energia proveniente de fontes renováveis, que tem como objetivo atingir uma quota de 20% no consumo energético na União Europeia em 2020. No entanto, em 2008, em Portugal a contribuição relativa do biogás para o consumo de energia primária não atingiu 1% (Ferreira et al., 2012).

Recentemente, em Portugal, tem havido uma preocupação crescente na avaliação da produção de biogás usando diferentes origens, através da definição de Legislação nesta área como a Portaria n.º 631/2009, que estabelece as normas relativas à gestão dos efluentes das atividades pecuárias, a Estratégia Nacional para a Energia 2020 (Resolução do Conselho de Ministros n.º 29/2010) que estabelece várias metas a atingir no campo das energias renováveis e, mais recentemente, o Plano Nacional de Ação para as Energias Renováveis para o período 2013-2020 (PNAER).

Portugal aumentou ligeiramente a sua produção de biogás, ainda assim muito aquém dos países da União Europeia (Euroserv'er, 2012), através dos centros de tratamento de resíduos urbanos que começaram a implementar este tipo de processamento. Apesar do elevado potencial de produção de biogás em Portugal, através da utilização de efluentes animais, este tem sido negligenciado (Ferreira et al., 2012).

### 1.3 Objetivos

O objetivo geral do trabalho desta tese é o desenvolvimento de um sistema de apoio multicritério à decisão, em ambiente espacial, para aplicação na localização de centrais de biogás.

Vários objetivos específicos foram definidos para atingir este objetivo geral:

- i. Desenvolver uma análise de sustentabilidade com recurso a métodos multicritério de apoio à decisão e testar o seu potencial na classificação da sustentabilidade de estruturas agrícolas, em particular, de explorações leiteiras.
- ii. Desenvolver um sistema de apoio à decisão espacial multicritério, através da integração completa entre SIG e multicritério, com acesso a métodos multicritério disponibilizados em servidores de algoritmos via internet<sup>1</sup>.
- iii. Desenvolver um processo de apoio à decisão espacial multicritério na análise da aptidão do solo para a localização de infraestruturas indesejáveis<sup>2</sup>.
- iv. Desenvolver um modelo matemático de otimização multiobjectivo para definição da localização, número e dimensão de infraestruturas indesejáveis, em particular centrais de biogás, para tratamento dos efluentes animais provenientes das explorações leiteiras da região EDM, determinado a sua área de abrangência em termos de explorações leiteiras.

De um modo completamente integrado, pretendemos apresentar: várias abordagens multicritério, usando métodos multiatributo e multiobjectivo, interligando-os com os sistemas de informação geográfica; novas metodologias no apoio à decisão espacial multicritério em problemas de localização e, assim, contribuir para o desenvolvimento da literatura e das práticas nesta área científica.

Esta abordagem global de integração multicritério e SIG não é somente uma mais-valia no caso estudado, mas uma necessidade imperiosa no apoio à decisão espacial.

---

<sup>1</sup> Artigo publicado: Silva, S., Alçada-Almeida, L., Dias, L.C., 2014. Development of a Web-based Multi-criteria Spatial Decision Support System for the assessment of environmental sustainability of dairy farms. *Computers and Electronics in Agriculture*, 108: 46–57.

<sup>2</sup> Artigo publicado: Silva, S., Alçada-Almeida, L., Dias, L.C., 2014. Biogas plants site selection integrating Multicriteria Decision Aid methods and GIS techniques: A case study in a Portuguese region. *Biomass and Bioenergy*, 71, 58-68.

## 1.4 Metodologia

Apresentamos um processo metodológico de apoio à decisão na localização de infraestruturas bioenergéticas que abarca a análise de sustentabilidade das estruturas fornecedoras de biomassa, a avaliação de aptidão do solo através do desenvolvimento de um processo de decisão espacial multicritério considerando as restrições e fatores que condicionam a instalação de uma infraestrutura deste tipo e, por fim, a sua localização entre os locais classificados anteriormente como os mais aptos, considerando vários objetivos que pretendemos otimizar, como os custos e a rejeição social.

Desenvolvemos ainda um sistema de apoio à decisão espacial multicritério que se define com a integração completa de ferramentas multicritério num ambiente SIG. Neste tipo de decisão espacial é importante para o decisor e/ou analista usar as capacidades de ambas as áreas, multicritério e SIG, num único ambiente que permita a aplicação e visualização imediata dos resultados obtidos através de tabelas e mapas. Este tipo de integração enriquece e facilita o processo de apoio à decisão em que os dados têm informação geográfica associada e em que existem critérios conflituantes em análise

No esquema da Figura 1.1. realçamos as etapas metodológicas desenvolvidas e os aspetos mais importantes e/ou inovadores desenvolvidos em cada uma delas.

A metodologia desenvolvida é suficientemente ampla e, como tal, é passível de aplicação noutros contextos, como outro tipo de infraestruturas indesejáveis ou outras regiões, ajustando os pressupostos às novas realidades em estudo.

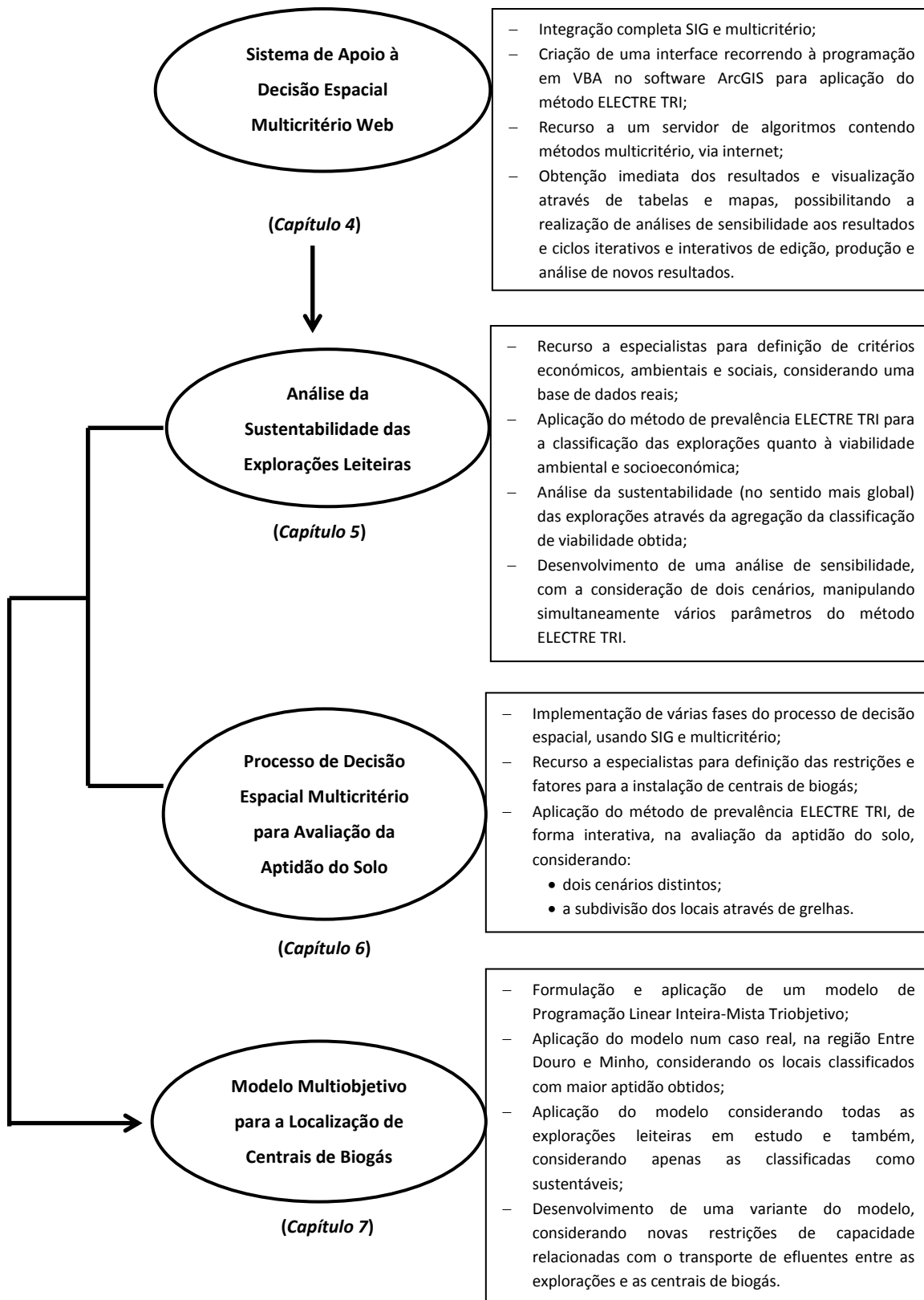


Figura 1.1: Esquema da metodologia desenvolvida nesta tese.

## 1.5 Contributos

Neste trabalho contribuímos para a obtenção de respostas a várias questões, relacionadas com a melhoria do processo de decisão espacial multicritério.

As duas primeiras questões são as seguintes: “Como desenvolver um processo de apoio à decisão espacial multicritério na análise de aptidão do solo para implementação de uma infraestrutura bioenergética?” e “Como otimizar a localização, número e dimensão das infraestruturas, considerando diferentes objetivos?”.

Na classificação da aptidão do solo recorreremos a um método multiatributo, o ELECTRE TRI, que em conjunto com ferramentas SIG (com atributos/critérios obtidos a partir das diversas camadas de informação geográfica, quer por recolha pontual de valores, por medição de distâncias, ou através de processos pertinentes de agregação de informação espacial), consegue reduzir o número de alternativas, obtendo os locais com maior aptidão para a implementação de um determinado tipo de infraestrutura.

Para otimizar a localização destas infraestruturas bioenergéticas, entre os locais mais aptos obtidos, recorreremos a um modelo multiobjectivo para a definição do seu número, dimensão e afetação destas às fontes de biomassa, tendo em consideração diferentes objetivos como a minimização dos custos de investimento inicial, manutenção e operação, dos custos de transporte e, ainda, a minimização da rejeição social.

Para responder a estas duas questões desenvolvemos um processo de decisão espacial multicritério e um modelo de programação linear inteira-mista multiobjectivo e, deste modo, reforçamos o uso de diferentes técnicas multicritério na análise do problema de localização, interligando-as com os SIG, contribuindo deste modo para a literatura dos problemas de localização.

Uma outra questão para a qual contribuímos é: “Qual o potencial dos métodos de apoio à decisão multicritério para lidar com problemas de análise de sustentabilidade?”. Para tal, analisamos a sustentabilidade de estruturas agrícolas considerando vários critérios ambientais, sociais e económicos recorrendo ao método ELECTRE TRI, e desenvolvemos uma análise de sensibilidade pormenorizada para verificar a robustez dos resultados obtidos. Deste modo, reforçamos o papel e a capacidade de resposta dos métodos multicritério neste tipo de análise, contribuindo para a literatura nesta área.

Por fim, contribuímos para a obtenção de respostas à questão: “Como melhorar e inovar o processo de integração SIG e apoio multicritério, por forma a colmatar algumas dessas

limitações?”. Para dar resposta a esta questão, propomos a integração completa entre SIG e apoio multicritério através da disponibilidade de métodos multicritério dentro de um SIG, recorrendo a livrarias e macros. Na interface desenvolvida, em vez de procedermos à programação de raiz do(s) método(s) multicritério, recorreremos a um servidor de algoritmos que disponibiliza vários métodos multicritério, e que pode ser acedido via internet. Contribuímos deste modo para a literatura do desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão espacial multicritério.

## **1.6 Descrição da estrutura do trabalho**

Apresentamos agora um breve resumo da organização desta tese.

Nos capítulos 2 e 3 é realizado o enquadramento do apoio à decisão multicritério e dos sistemas de apoio à decisão espacial multicritério, respetivamente.

No Capítulo 2 é apresentado o processo de apoio à decisão com as suas etapas e características. Apresenta-se uma taxionomia de classificação dos métodos multicritério e, de uma forma mais pormenorizada, descreve-se o método multicritério ELECTRE TRI e a programação linear inteira multiobjetivo, por serem largamente utilizados neste trabalho. Por fim, apresenta-se uma revisão de literatura, pormenorizada, dos problemas de localização multicritério.

No Capítulo 3 são descritos e caracterizados os sistemas de apoio à decisão, assim como os SIG. Seguidamente, analisa-se o papel dos SIG no apoio à decisão espacial, focando as suas potencialidades e limitações. Salienta-se ainda a natureza multicritério dos problemas de decisão espacial e apresenta-se ainda o processo de decisão espacial multicritério. Por fim, apresenta-se uma revisão de literatura da integração entre SIG e avaliação multicritério.

No Capítulo 4 é descrito o desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão espacial multicritério Web que se caracteriza pela integração completa entre as ferramentas SIG e multicritério, e sua interação com um servidor de algoritmos via internet, através da programação em Visual Basic for Applications (VBA) no software ArcGIS. A interface de apoio à decisão espacial multicritério Web desenvolvida, designada “ELECTRE TRI no ArcGIS”, é aplicada a um problema real de classificação, relatado no Capítulo 5.

O Capítulo 5 tem como objetivo avaliar o potencial dos métodos de apoio à decisão multicritério na análise da sustentabilidade. A sustentabilidade é um conceito multidimensional que requer um equilíbrio entre critérios conflitantes a nível económico, ambiental e social, e que envolve várias partes interessadas e vários decisores (geralmente conflitantes). Nessa análise recorre-se a um método multicritério, o ELECTRE TRI, com o objetivo de classificar as explorações leiteiras da região EDM em categorias de viabilidade ambiental e socioeconómica, analisadas separadamente. De seguida, agrega-se os resultados obtidos numa classificação de sustentabilidade das explorações num sentido mais amplo. Dadas as características espaciais do problema, recorre-se ainda aos SIG para melhor visualização e análise do comportamento espacial da classificação obtida. Os resultados são verificados por meio de uma análise de sensibilidade, através da consideração de cenários, por forma a testar a sua robustez. Este capítulo é acompanhado com o Apêndice A, que apresenta a caracterização das explorações leiteiras da região em estudo e alguns dos mapas resultantes.

No Capítulo 6 desenvolve-se um processo de apoio à decisão espacial multicritério para a obtenção dos locais mais adequados para a localização de sistemas bioenergéticos, mais concretamente, de centrais de biogás para o tratamento dos efluentes animais oriundos das explorações leiteiras da região em estudo. Neste capítulo é desenvolvido um processo de avaliação da aptidão do solo, englobando uma aplicação interativa do método multiatributo (o ELECTRE TRI) e a consideração de cenários na sua aplicação e, ainda, englobando ferramentas SIG como a álgebra de mapas, estatísticas zonais e criação de grelhas (vector grid analysis) para homogeneização da informação geográfica. Este capítulo é acompanhado do Apêndice B que apresenta a informação geográfica geral da região em estudo.

No Capítulo 7 apresenta-se um modelo multiobjectivo de programação linear inteira mista para definir a localização das centrais de biogás, o número, a dimensão (capacidade de tratamento) e a afetação destas às explorações leiteiras. A localização de centrais indesejáveis envolve impactos económicos e sociais, mais concretamente, os custos de investimento inicial, manutenção e operação, e os custos de transporte e, ainda, a rejeição por parte das populações que estão na sua proximidade. São estes os três objetivos que pretendemos minimizar. A programação linear inteira mista desenvolvida oferece um conjunto de soluções ótimas de Pareto onde, cada uma, alcança uma combinação única (não dominada) no desempenho económico e social, e é acompanhada da representação geográfica, através do recurso aos SIG. Desenvolve-se

também um estudo semelhante considerando apenas as explorações classificadas como sustentáveis no Capítulo 5, em vez de todas as explorações leiteiras em estudo.

No Capítulo 8 conclui-se o nosso trabalho sumariando algumas conclusões e apresentando algumas sugestões de investigação futura.



# Capítulo 2

## APOIO MULTICRITÉRIO À DECISÃO

---

Neste capítulo apresentamos, sucintamente, uma revisão de alguns conceitos e métodos englobados pela área do Apoio Multicritério à Decisão. Na primeira parte descrevemos o processo de decisão multicritério e, na segunda parte, apresentamos a taxionomia dos métodos multicritério escolhida: Multiatributo e Multiobjetivo. Apresentamos ainda, de forma pormenorizada, o método de prevalência ELECTRE TRI e a programação linear multiobjetivo, por serem largamente aplicados ao longo deste trabalho. Por fim, apresentamos uma revisão de literatura na área dos problemas de localização multicritério.

### 2.1 Apoio à Decisão

O apoio à decisão é uma atividade baseada em modelos claramente explicitados, formalizados ou não, que são utilizados para definir uma recomendação ou, simplesmente, para fortalecer o processo de decisão, tornando-o mais coerente (Roy, 1996).

A utilização de modelos no contexto do apoio à decisão vulgarizou-se a partir da Segunda Guerra Mundial, onde muitos problemas operacionais de otimização foram tratados de forma científica, nascendo uma nova área de conhecimento: a Investigação Operacional (IO). A IO foi aplicada com sucesso a várias áreas, como o planeamento de produção e a otimização de recursos. Não teve, contudo, o mesmo sucesso em problemas de decisão com as suas seguintes características:

- menos estruturados, lidando com incerteza, subjetividade e imprecisão;
- com múltiplos intervenientes, diferentes pontos de vista e diferentes relações de poder;

- em que as preferências não estão definidas à partida, sendo construídas ao longo do processo de decisão e nem sempre são estáveis ou firmemente estabelecidas, estando assim sujeitas muitas vezes a indefinições, contradições e conflitos internos;
- que apresentam grandes volumes de informação, usualmente incompleta, tanto quantitativa como qualitativa;
- que procuram soluções que considerem, na sua análise, aspetos organizacionais e contextuais, e não baseadas apenas na resolução de um modelo matemático.

Para dar resposta a problemas com este tipo de características e de forma a complementar a IO, surge uma nova área de trabalho: o Apoio à Decisão (AD). Roy (1990) define o AD como a atividade que, de uma forma científica, ajuda a obter elementos de respostas às perguntas feitas pelos atores envolvidos num processo de tomada de decisão. Esses elementos ajudam a clarificar a decisão com o objetivo de fornecer aos atores as condições mais favoráveis possíveis para a perceção do problema, aumentando a coerência do processo de decisão, interligando os sistemas de valores, os objetivos e as metas, com os modelos matemáticos.

Há mais de 40 anos, como resultado da necessidade de formalizar métodos para o apoio à decisão com múltiplos critérios, surgiu o Apoio Multicritério à Decisão (em inglês, definido como Multiple Criteria Decision Aid – MCDA<sup>3</sup>). O objetivo do MCDA é ajudar os intervenientes no processo de decisão, a realizar uma análise de um conjunto de alternativas avaliadas em dois ou mais critérios, os quais estão geralmente em conflito (Belton e Stewart, 2002; Bouyssou et al., 2000; Doumpos e Zopounidis, 2002).

O MCDA enfatiza que os métodos não podem tomar as decisões por si só, não devendo substituir o decisor no processo de decisão. Os métodos devem auxiliar os decisores na tomada de decisões, melhorando o conhecimento intrínseco sobre todo o processo, por forma a permitir obter boas recomendações. O uso de MCDA permite que o decisor se sinta mais confortável e confiante nas suas decisões, e mais capaz de justificar ou defender a solução adotada perante outros. Além disso, permite uma discussão do problema entre as partes interessadas, analisando o problema de uma forma mais abrangente através da consideração de diferentes pontos de vista.

---

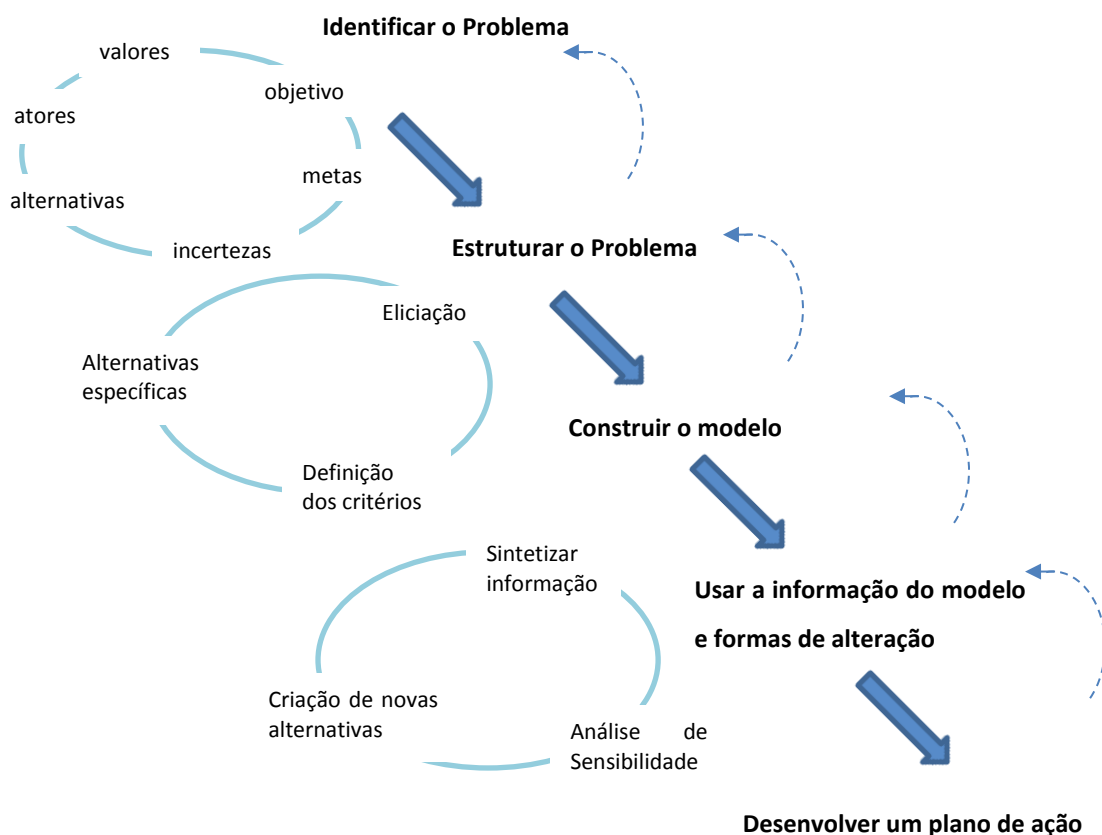
<sup>3</sup> Ao longo desta tese usaremos o acrónimo MCDA para designar o Apoio Multicritério à Decisão.

## 2.2 Processo de Apoio Multicritério à Decisão

Um processo de AD é um mecanismo interativo de aprendizagem resultante do desenvolvimento e evolução das confrontações e interações entre os diferentes intervenientes, regulado por mecanismos próprios do domínio do problema em causa (Roy e Bouyssou, 1993).

Stewart (1992) sugere que o objetivo de qualquer processo de MCDA é fornecer a ajuda e orientação ao decisor para que este descubra a solução mais adequada para o problema, no sentido de definir o curso de ação que melhor permita alcançar os seus objetivos. Ainda segundo este autor, a tomada de decisão é uma tarefa humana que nunca pode ser totalmente automatizada por métodos ou algoritmos. O AD não pode ser encarado como um problema das ciências naturais ou física, pois não pode descrever uma “realidade” que seja independente dos intervenientes (Roy e Bouyssou, 1993).

Belton e Stewart (2002) sugerem que o processo MCDA deve ser visto e entendido de forma integrada. Assim, definem uma sequência de etapas (níveis) para o processo de decisão MCDA, descritas na Figura 2.1.



**Figura 2.1:** Esquema do processo de MCDA, adaptado de Belton e Stewart (2002).

O processo de MCDA inicia-se a partir do reconhecimento de uma situação problemática ou da identificação de uma oportunidade de ação (Keeney e Raiffa, 1993). Rosenhead (1989) afirma que, ao contrário dos procedimentos da IO tradicional, um problema de AD não se apresenta claramente definido e estruturado, não restando neste caso apenas a tarefa de o solucionar. Assim, antes de qualquer análise, é necessário desenvolver um entendimento comum do problema, identificando todos os aspetos importantes que envolvem uma decisão: alternativas, incertezas, atores, objetivos divergentes, valores, restrições, etc.

Segundo Bana e Costa (1992), a estruturação do problema visa a construção de um modelo formalizado capaz de ser aceite pelos atores como uma estrutura de representação e organização de todos os aspetos considerados relevantes para a tomada de decisão. A estruturação é uma atividade importante pois é sobre ela que se edifica a fase da avaliação (Dias, 2001). O modelo referido será então usado para sintetizar a informação e comunicar ao decisor as suas opções. Análises de sensibilidade e de robustez podem permitir ao decisor analisar os compromissos entre as alternativas existentes, ou mesmo, identificar novas alternativas.

O objetivo final do processo é ajudar o decisor no desenvolvimento de um plano de ação a ser implementado, ou seja, com base nos resultados obtidos as recomendações devem ser apresentadas. É possível, no final de cada uma destas etapas, o retorno à etapa anterior, ou até mesmo fazer uma mudança sobre as opções ou aspetos base da situação de decisão.

Roy (1996) identifica quatro tipos de problemáticas de apoio à decisão. Cada uma delas realça diferentes objetivos associados ao processo de decisão:

- *Problemática da escolha (ou seleção)* – escolher uma ou mais alternativas entre um conjunto de alternativas.
- *Problemática da descrição* – descrever as alternativas possíveis e as consequências que a escolha de cada uma dela comporta.
- *Problemática da classificação (ou afetação)* – afetar cada uma das alternativas a categorias (classes) pré-definidas, que podem ser ordenadas ou não: afetação ordinal e afetação nominal, respetivamente.
- *Problemática da ordenação (ou seriação)* – ordenar as alternativas, sendo necessário confrontá-las entre si.

Dependendo do tipo de problemática, o procedimento MCDA e os modelos utilizados diferem.

### 2.3 Taxionomia dos métodos de apoio à decisão

Dezenas de métodos MCDA têm sido propostos ao longo dos anos. A ideia principal em todos eles é serem capazes de suportar a comparação de alternativas com diferentes níveis de desempenho em vários critérios e permitir que o processo de decisão esteja melhor formalizado e mais informado. No entanto, nenhum destes métodos pode ser considerado aplicável a todas as situações de apoio à decisão; cada método tem as suas suposições e hipóteses, nas quais se baseia todo o seu desenvolvimento teórico.

Os vários métodos diferem em múltiplos aspetos: fundamentos teóricos, tipo de abordagem e resultados (Hobbs e Meier, 1994). Alguns métodos foram criados especialmente para um problema específico, e não são úteis para outros problemas. Outros métodos são mais universais e, muitos deles, alcançaram a popularidade em diferentes áreas.

São tantos os métodos e tão variadas as suas características, que se torna muito difícil a elaboração de uma classificação de aceitação geral. Neste trabalho, baseamo-nos numa classificação mais abrangente dos métodos, de acordo com a modelação das alternativas. O conjunto de alternativas num problema de decisão pode ser definido explicitamente (discreto), ou definido implicitamente (contínuo), de acordo com o seu domínio (Stewart, 1992). Segundo este autor, estes métodos são classificados, respetivamente, como:

- Multiatributo (*MADM - Multiple Attribute Decision-Making*<sup>4</sup>);
- Multiobjetivo (*MODM - Multiple Objective Decision-Making*<sup>5</sup>).

Os métodos pertencentes à primeira classe caracterizam-se por abordarem problemas com um conjunto relativamente pequeno de alternativas explicitamente definidas, um conjunto de critérios segundo os quais as alternativas são julgadas e um método de avaliação das alternativas.

Na segunda classe, as alternativas não são explicitamente conhecidas antecipadamente. Esses problemas traduzem geralmente situações em que o conjunto de soluções viáveis é extenso ou infinito, podendo ainda ser limitado ou ilimitado. A programação matemática é usada para estudar este tipo de problemas, sendo o espaço das soluções determinado através de um conjunto de restrições matematicamente definidas.

---

<sup>4</sup> Acrónimo que usaremos ao longo da tese para designar Apoio à Decisão Multiatributo.

<sup>5</sup> Acrónimo que usaremos ao longo da tese para designar Apoio à Decisão Multiobjetivo.

As características principais dos métodos MADM e MODM estão resumidas na Tabela 2.1. As preocupações associadas aos dois tipos de problemas têm sido historicamente diferentes. Na área do multiobjetivo, a geração de soluções eficientes e o desenvolvimento de métodos interativos tem prevalecido. Na área do multiatributo, são a modelização de preferências e os procedimentos de agregação que têm atraído mais a atenção dos investigadores (Matos, 2007).

	<i>MADM</i>	<i>MODM</i>
Conjunto de alternativas:	Finito (pequeno)	Extenso ou infinito
Crítérios definidos por:	Atributos	Objetivos
Alternativas definidas:	Explicitamente	Implicitamente
Objetivos definidos:	Implicitamente	Explicitamente
Atributos definidos:	Explicitamente	Implicitamente
Restrições definidas:	Implicitamente	Explicitamente
Agregação:	Baseada em relações de prevalência ou funções de utilidade	Usa um algoritmo de agregação local ou interativo
Tipo de informação exigida:	Informação <i>a priori</i> das preferências do decisor	Exige muito menos informação <i>a priori</i> das preferências do decisor

**Tabela 2.1:** Características típicas dos modelos multiatributo e multiobjetivo (baseada em Chakhar e Martel, 2003).

Consideramos esta classificação abrangente e adequada para o trabalho desenvolvido nesta tese, pelas razões que se seguem:

- i. A dicotomia métodos discretos (multiatributo) e métodos contínuos (multiobjetivo) é uma boa representação para os problemas de decisão em geral e, particularmente, para os problemas de decisão espacial em análise neste trabalho. Alguns autores, como Laaribi et al. (1996), Chakhar e Martel (2003), Malczewski (2004 e 2006) defendem que esta classificação se encaixa perfeitamente no contexto espacial da tomada de decisão, pela concordância com a dicotomia na representação convencional dos dados em SIG (vectorial versus raster, correspondendo a

ocorrências discretas e individualizadas versus propriedades ou características com distribuição espacial contínua).

- ii. Para além disso, neste trabalho é dada uma grande ênfase aos problemas de localização multicritério. Estes problemas são definidos em Cheng et al. (2002) e Farahani et al. (2010) em duas categorias: Problemas de Localização Multiobjetivo e Problemas de Localização Multiatributo. Church (2002) refere que Revelle et al., em 1970, foram os primeiros a classificar os modelos de localização em duas grandes classes de problemas: os modelos contínuos e os modelos discretos.
- iii. Por fim, estando o caso estudado associado às áreas ambiental, agrícola e energética, verificamos em artigos de revisão destas áreas, como por exemplo Diakoulaki et al. (2005) e Mendoza e Martins (2006) que a classificação dos métodos multicritério é baseada na distinção entre este tipo de metodologias (MODM e MADM). Pohekar e Ramachandran (2004) e Zhou et al., (2006) subdividem os métodos multicritério no planeamento energético em MODM, MADM e DSS (Decision Support Systems).

### 2.3.1 Métodos Multiatributo

Os métodos para resolução de problemas MADM exigem que o decisor analise um conjunto discreto (finito) de alternativas (pré-definidas)  $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$ . O problema pode ser escolher, ordenar ou classificar as alternativas de acordo com um conjunto de critérios  $F = \{g_1, g_2, \dots, g_n\}$  que melhor refletem as preocupações do decisor. Para o desempenho de cada alternativa, em cada critério, adota-se a notação  $g_j(a_i)$ ,  $\forall j = 1, \dots, n$ ,  $\forall i = 1, \dots, m$ . Um problema multiatributo pode ser facilmente representado no formato de matriz (conhecida como matriz de decisão ou de impacto), tal como ilustrado na Figura 2.2.

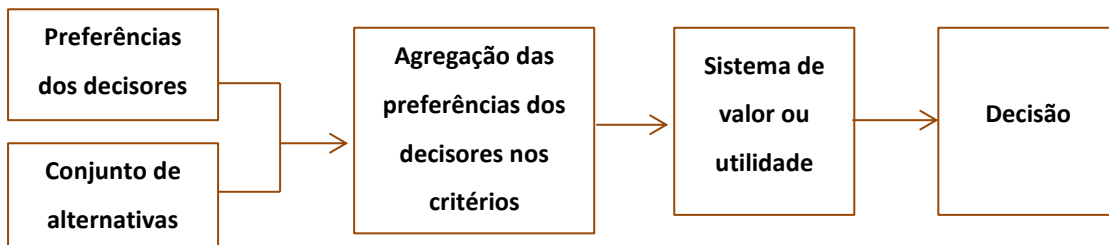
	$g_1$	...	$g_j$	...	$g_n$
$a_1$	$g_1(a_1)$		$g_j(a_1)$	...	$g_n(a_1)$
$\vdots$	$\vdots$		$\vdots$		$\vdots$
$a_i$	$g_1(a_i)$	...	$g_j(a_i)$	...	$g_n(a_i)$
$\vdots$	$\vdots$		$\vdots$		$\vdots$
$a_m$	$g_1(a_m)$	...	$g_j(a_m)$	...	$g_n(a_m)$

**Figura 2.2:** Representação da matriz de um problema MADM.

Depois de obter as preferências do “decisor” efetua-se a agregação, definindo o tipo de método MCDA a ser aplicado. Roy (1985) e Vincke (1992), com base no procedimento de agregação das preferências, classificam os métodos multiatributo em dois tipos de família:

- *métodos de agregação por um único critério de síntese;*
- *métodos de prevalência.*

Os métodos de um único critério de síntese (ou de critério único excluindo incomparabilidade, como é designado por Roy (1985)) assumem que as preferências dos decisores podem ser representadas por uma função de utilidade ou de valor. Estes métodos adotam o princípio da transitividade e não admitem a incomparabilidade das alternativas (Roy, 2005). O processo desta classe de métodos está representado na Figura 2.3.



**Figura 2.3:** Fluxo do processo dos métodos de um único critério de síntese.

São exemplos desta família os métodos diretos para obtenção de *trade-off*<sup>6</sup>, as funções de utilidade MAUT (*Multi-Attribute Utility Theory*) e as funções de valor MAVT (*Multi-Attribute Value Theory*) (Keeney e Raiffa, 1976), o AHP (*Analytic Hierarchy Process*) (Saaty, 1980), o MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*) (Bana e Costa e Vansnick, 1994, 1995) e o OWA (*Ordered Weighted Average*) (Yager, 1988).

A segunda família (designada por Roy como relação de prevalência aceitando a incomparabilidade) tem como base relações de prevalência definidas como sendo binárias, comparando os argumentos favoráveis e os contrários à hipótese de que “a alternativa *a* é no mínimo tão boa quanto a alternativa *b*”, o que equivale a dizer que “*a* não é pior que *b*”. Os métodos de prevalência permitem o tratamento da incomparabilidade de alternativas, que pode

<sup>6</sup> *Trade-off* é uma taxa de substituição ou compensação, em que o decisor indica o quanto a vantagem num critério é suficiente para compensar a desvantagem noutra.

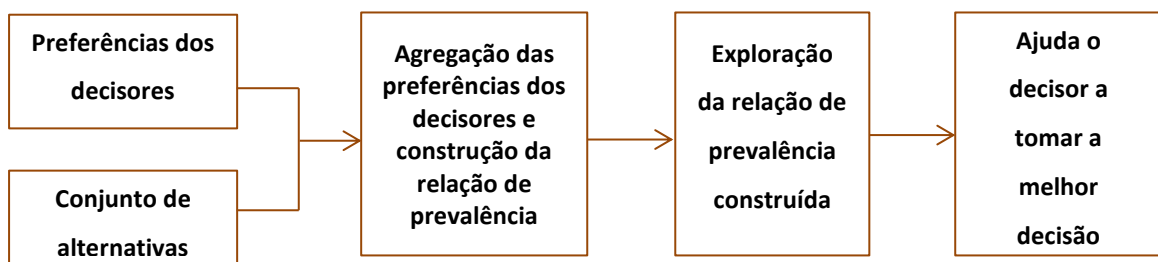


na prática ocorrer, devido à incerteza e imprecisão dos dados utilizados ou pelas características próprias do decisor.

Esta família de métodos multicritério não é baseada em funções de valor. O resultado não é a atribuição de um valor para cada alternativa, mas uma relação de prevalência relativamente ao conjunto de alternativas (Belton e Stewart, 2002). A aproximação de prevalência consiste, em primeiro lugar, na construção de relações binárias que representem as preferências do decisor e, em segundo lugar, na exploração dessas relações com o objetivo de construir uma recomendação de acordo com o problema específico. A ideia básica é confrontar as alternativas aos pares, exigindo em geral um maior volume de dados aos decisores, mas requerendo menos informação precisa em termos da descrição de critérios e preferências.

As comparações são baseadas em dois conceitos principais: concordância (quando a maioria dos critérios é a favor dessa relação) e não concordância ou discordância (quando os critérios que se opõem são considerados suficientemente fortes) (Figueira et al., 2005).

Alguns dos métodos multicritério desta categoria requerem, para a construção das relações de prevalência, alguns parâmetros como limiares de discriminação (indiferença e preferência), limiares de veto e coeficientes de importância, para modelar as preferências do decisor. Notemos que não existe um princípio de compensação total: piorar o desempenho de uma alternativa num critério pode não ser compensado pela melhoria no desempenho de outro critério (Dias, 2002). Uma relação de prevalência não é necessariamente completa e transitiva (Vincke, 1992). Uma vez construída a relação de prevalência, há que explorá-la de acordo com a problemática em questão. A Figura 2.4. indica o fluxo de processamento deste tipo de métodos.



**Figura 2.4:** Fluxo do processo dos métodos de prevalência.

Os métodos de prevalência diferem entre si no modo como formalizam e exploram a relação de prevalência. As famílias de métodos mais populares na abordagem da prevalência são os métodos ELECTRE (*ELimination Et Choix Traduisant la REalité*) (Roy, 1990; Roy e Bouyssou,

1993) e PROMETHEE (*Preference Ranking Organisation METHod for Enrichment Evaluations*) (Brans e Vincke, 1985).

Por ser a mais relevante para o presente trabalho, será apresentada de forma sucinta na secção 2.4, a família de métodos de prevalência ELECTRE, em particular o método ELECTRE TRI.

### 2.3.2 Métodos Multiobjetivo

Nos problemas de decisão multiobjetivo o conjunto das alternativas (extenso ou infinito) está definido de forma implícita por uma estrutura de programação matemática. São os normalmente designados Problemas de Otimização Multiobjetivo. Um problema de otimização multiobjetivo é composto por duas ou mais funções objetivo, que se pretendem individualmente maximizar ou minimizar e que, normalmente, admite um conjunto de soluções limitado (de forma completa ou parcial – fechados ou abertos, respectivamente) por várias restrições funcionais. De uma maneira geral, um problema de otimização multiobjetivo pode ser formulado da seguinte forma:

$$\max \text{ (ou } \min) \quad F(x)$$

Sujeito a:

$$H(x) \leq 0$$

onde,  $x$  representa o vetor das variáveis de decisão (pode incluir variáveis reais, inteiras ou binárias),  $F(x)$  o vetor das funções objetivo e  $H(x)$  o conjunto de restrições de desigualdade (ou igualdade).

Um problema multiobjetivo tem como finalidade encontrar um vetor  $x \in \mathbb{R}^n$  que satisfaça um conjunto de restrições e que maximize ou minimize um conjunto de funções objetivo. Neste tipo de problemas não existe, em geral, uma solução admissível que otimize simultaneamente todas as funções objetivo, pelo que a noção de solução ótima dá lugar à noção de solução eficiente (também designada por não dominada, não inferior ou ótima de Pareto)<sup>7</sup>. Diz-se que uma dada solução é eficiente quando não existe qualquer outra solução admissível que melhore um dos objetivos sem piorar, pelo menos, um dos outros (Clímaco et al., 2003). Também se pode falar em solução fracamente eficiente, quando não existe qualquer outra solução

<sup>7</sup> Muitos autores, como Clímaco et al. (2003), usam diferentes designações considerando dois espaços distintos: o espaço dos objetivos e o espaço das variáveis de decisão. Nesse caso a designação de ponto (solução) não dominada refere-se ao espaço dos objetivos, enquanto a designação de solução eficiente se refere ao espaço das variáveis de decisão.

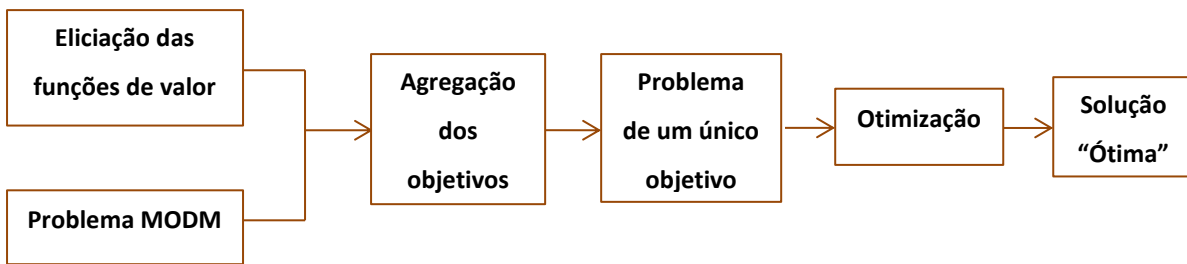
admissível que a melhore em *todos* os objetivos. Nos problemas multiobjetivo, de um modo geral, pretende-se determinar o conjunto das soluções eficientes, ou um conjunto de soluções preferidas, que são soluções (em princípio eficientes) escolhidas pelo decisor (Farahani et al., 2010).

Nos últimos anos tem sido dedicado um esforço considerável ao desenvolvimento de métodos para a resolução de problemas de otimização multiobjetivo, tendo em atenção o contributo que o decisor pode fornecer na procura de soluções eficientes do problema, facilitando a expressão do seu sistema de preferências. Dependendo do método, são requeridos diferentes níveis de participação do agente de decisão. Com o intuito de obter uma solução de compromisso, alguns métodos exigem que o decisor intervenha constantemente com as suas preferências ao longo de todo o processo de pesquisa de soluções. Outros requerem apenas uma intervenção inicial do decisor e, após uma fase de cálculo, ser-lhe-á apresentada uma solução final. Por fim, outros requerem apenas uma intervenção final para a escolha de uma solução de entre um conjunto delas.

Classificamos os métodos multiobjetivo em três categorias, baseadas no grau de intervenção do decisor, mais concretamente, no processo utilizado pelo decisor na agregação das preferências (Cohon, 1978; Steuer, 1985; Clímaco et al., 2003):

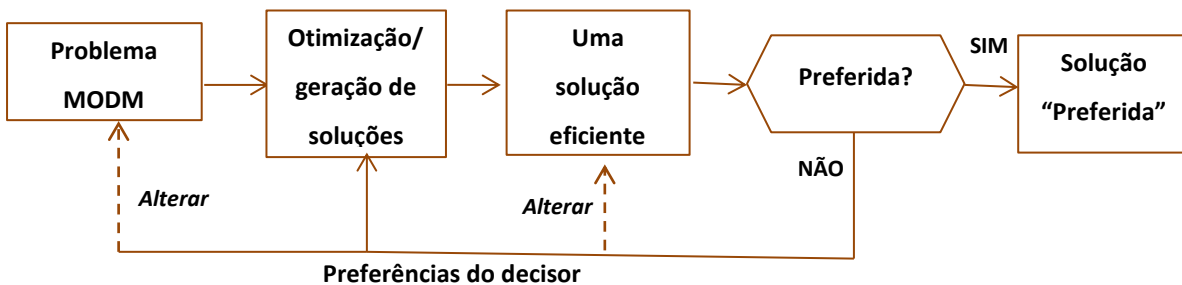
- i. métodos em que é feita uma agregação *a priori* de preferências;
- ii. métodos de articulação progressiva de preferências (iterativos);
- iii. métodos em que não há articulação de preferências (geradores de soluções eficientes).

Nos métodos em que há agregação *a priori* de preferências, o decisor começa por indicar as suas preferências, sendo o problema transformado num problema monocritério, por exemplo, através da construção de uma função de utilidade (ou definição de pesos). Desta forma, apesar de existir modelação multiobjetivo do problema, pretende-se otimizar uma única função objetivo, cuja solução ótima será a solução final. A maior dificuldade deste processo está na obtenção dos parâmetros para construir uma função utilidade que agregue, numa única dimensão, todos os objetivos. A Figura 2.5 sumariza o procedimento deste tipo de métodos.



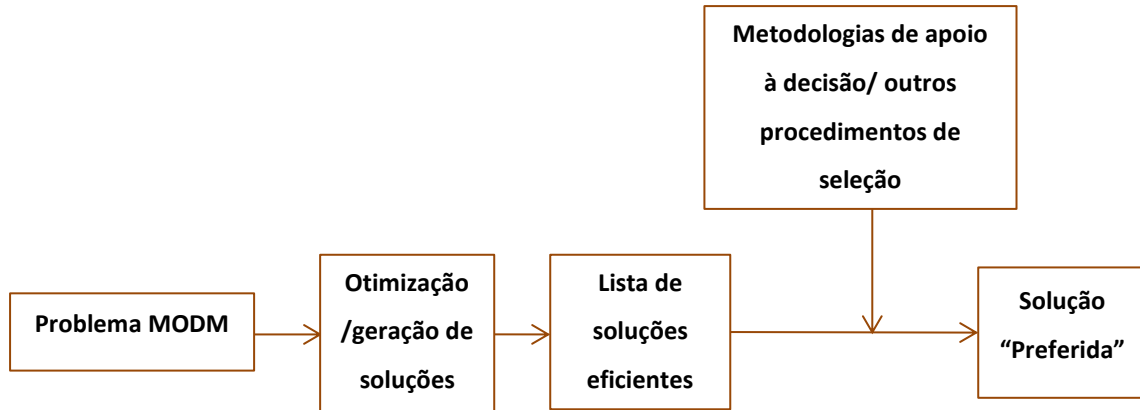
**Figura 2.5:** Fluxo do processo dos métodos multiobjetivo com agregação *a priori* de preferências (baseado em Catrinu, 2006).

Os métodos iterativos permitem que o decisor possa intervir em diferentes fases do processo de obtenção de solução. São alternados passos computacionais e de diálogo: o primeiro passo computacional determina uma primeira solução que é apresentada aos decisores. Estes, por sua vez reagem, dando informações extra sobre suas preferências, permitindo a construção de novas soluções que acabam por conduzir a uma solução de compromisso satisfatória (Figura 2.6). O decisor desempenha um papel bastante ativo, cabendo-lhe terminar o processo quando se sentir satisfeito com uma das soluções encontradas.



**Figura 2.6:** Fluxo do processo dos métodos iterativos (baseado em Catrinu, 2006).

Nos métodos geradores é calculado o conjunto de todas as soluções eficientes do problema (ou uma parte representativa), sendo depois colocado à disposição do decisor para ser selecionada uma solução final (ver Figura 2.7), ou seja, as preferências do decisor são manifestadas *a posteriori*. Esta lista pode ser grande e o decisor pode não ser capaz de fazer uma seleção diretamente. Nessas situações, metodologias de apoio à decisão ou outros procedimentos de seleção podem ser usados. Estes métodos exigem em geral um grande esforço computacional.



**Figura 2.7:** Fluxo do processo dos métodos de geração (baseado em Catrinu, 2006).

Interessa ainda referir dois tipos de soluções (pontos no espaço dos objetivos): a solução ideal e a solução nadir. A solução ideal (ou ponto utopia), representado por  $z^*$ , otimiza simultaneamente todas as funções objetivo, ou seja, as suas componentes são o ótimo de cada função objetivo na região admissível quando otimizadas separadamente. Chama-se solução (ou ponto) nadir, representado por  $z^{nad}$ , à solução cujas componentes são os piores valores que cada função objetivo assume na região eficiente. Em geral, estes pontos não correspondem a nenhuma solução admissível. As definições matemáticas de todos estes tipos de soluções apresentadas podem ser consultadas em Alves e Clímaco (2007) e Clímaco et al. (2003).

### 2.3.2.1 Programação Linear Inteira Multiobjetivo

A Programação Linear Multiobjetivo (PLMO) apresenta-se como uma forma de encontrar um conjunto de soluções eficientes do problema. A modelação de alguns problemas reais leva frequentemente a formulações em que algumas (ou mesmo todas) variáveis de decisão só podem tomar valores inteiros, conduzindo aos chamados problemas de programação linear inteira multiobjetivo (PLIMO) ou de programação linear inteira mista multiobjetivo (PLIMMO).

A formulação de um problema de programação linear inteira multiobjetivo consiste em (sem perda de generalidade, e de modo a facilitar a notação, consideramos todas as funções objetivo a maximizar):

$$\begin{aligned} \max z_1 &= f_1(x) = c^1 x \\ &\dots \\ \max z_p &= f_p(x) = c^p x \\ \text{s.a.: } x &\in X = \{X \in \mathbb{R}^n: Ax = b, x \geq 0, x_j \text{ inteira}, j \in I\} \end{aligned}$$

onde  $p$  é o número de funções objetivo;  $n$  é o número de variáveis;  $m$  é o número de restrições;  $x$  é o vetor das variáveis de decisão;  $I$  é o conjunto dos índices das variáveis inteiras,  $I \subseteq \{1, \dots, n\}$  e  $I \neq \emptyset$ ;  $C$  é a matriz dos coeficientes das funções objetivo cujas linhas são os vetores  $(1 \times n)$   $c^k$ ,  $k = 1, \dots, p$ ;  $A$  é a matriz  $(m \times n)$  dos coeficientes técnicos das restrições;  $b$  é o vetor  $(m \times 1)$  dos termos independentes das restrições e  $X$  é a região admissível no espaço das variáveis de decisão (assume-se que é não vazia e limitada).

Interessa conhecer algumas das formas mais comuns de caracterizar o conjunto das soluções eficientes e que se traduzem em processos de cálculo destas soluções. Qualquer que seja o procedimento, terá sempre de passar pela resolução de um problema de otimização com uma só função objetivo. Esta função é designada por função escalar substituta, agrega transitoriamente, numa única dimensão, as  $p$  funções objetivo originais e inclui parâmetros associados à expressão das preferências do decisor (Henggeler Antunes e Alves, 2012).

Existem três procedimentos usuais para o cálculo destas soluções (Clímaco et al., 2003):

- otimização da soma ponderada das  $p$  funções objetivo;
- otimização restringindo  $p-1$  funções objetivo (neste caso é otimizado apenas o objetivo não restringido);
- minimização da distância a um ponto de referência.

#### *1. Otimização da soma ponderada das $p$ funções objetivo*

É bem conhecida a consideração de somas ponderadas (ou pesadas) das funções objetivo e a sua utilização em programação linear multiobjetivo (PLMO). Cada função objetivo  $k$  ( $k = 1, \dots, p$ ) é multiplicada por um escalar positivo  $\lambda_k$  e, de seguida, as  $p$  funções objetivo ponderadas são somadas, compondo um novo problema de programação linear com um único critério:

$$\max \sum_{k=1}^p \lambda_k f_k(x)$$

$$\text{s.a. } x \in X$$

$$\text{com } \lambda \in \Lambda = \{\lambda \in \mathbb{R}^p: \lambda_k > 0, k = 1, \dots, p, \sum_{k=1}^p \lambda_k = 1\}$$

Ao contrário do que acontece em PLMO, não é possível caracterizar por completo o conjunto das soluções eficientes de problemas PLIMO/PLIMMO usando somas pesadas das funções objetivo, porque as soluções eficientes não suportadas<sup>8</sup> não são alcançáveis por este processo de escalarização (Alves e Costa, 2012). No PLIMO e PLIMMO a otimização da soma ponderada das funções objetivo estabelece uma condição suficiente (mas não necessária) para uma solução ser eficiente.

## II. Otimização restringindo $p-1$ funções objetivo

Considerando agora para função escalar uma das funções objetivo (normalmente a que o decisor considera mais importante), e restringindo as restantes ( $p-1$ ) com limites inferiores obtém-se o seguinte problema monocritério:

$$\max f_i(x) = c^i x$$

$$\text{s.a. } f_k(x) = c^k x \geq e_k, k = 1, \dots, p, k \neq i$$

$$x \in X$$

Resolvendo o problema anterior para algum  $i$  e para diversos valores das limitações inferiores  $e_k, k = 1, \dots, p$  e  $k \neq i$ , é possível obter várias soluções não dominadas. Embora esta forma de escalarização seja simples de compreender pelos decisores, captando a atitude de atribuir maior importância a uma função objetivo e impondo limitações inferiores para as restantes, a escolha da função objetivo a otimizar pode revelar-se difícil em muitos problemas (Clímaco et al., 2003). As opções a serem tomadas quanto aos critérios que devem ser convertidos

<sup>8</sup> Aquelas que, embora sejam eficientes, são dominadas por uma combinação convexa de outras soluções admissíveis.

em restrições e às limitações inferiores que devem ser consideradas, dependerão largamente da experiência do decisor.

### III. *Minimização da distância a um ponto de referência*

Uma outra função escalar que poderá ter interesse para o decisor é a que minimiza a distância segundo uma determinada métrica a um ponto de referência, como por exemplo o ponto ideal  $z^*$ . A ideia subjacente consiste na escolha de uma solução eficiente o mais próxima possível da solução que *a priori* mais agradaria ao decisor.

A solução que minimiza a distância à solução ideal, segundo a métrica  $L_\beta$ , é obtida através da resolução do problema:

$$\begin{aligned} \min \quad & \|z^* - f(x)\|_\beta \\ \text{s.a.} \quad & x \in X \end{aligned}$$

A especificação da métrica  $L_\beta$  permite captar diferentes atitudes do decisor. Para  $\beta=1$  (Manhattan) todos os desvios das funções objetivo em relação ao ponto de referência são considerados na proporção direta da sua grandeza. Para  $2 < \beta < \infty$  maiores desvios vão tendo cada vez mais importância. Para  $\beta=\infty$  (Chebyshev) apenas o maior (pior) desvio é tido em conta (Henggeler Antunes e Alves, 2012).

## 2.4 Métodos ELECTRE

### 2.4.1 Fundamentos teóricos sobre os Métodos de Prevalência ELECTRE

Os métodos ELECTRE (Roy, 1990; Vincke, 1992; Roy e Bouyssou, 1993; Roy, 1996; Figueira et al., 2005 e 2010) caracterizam-se por construir e explorar uma ou várias relações binárias entre pares de alternativas, designadas relações de prevalência. Segundo Roy (1996), a relação de prevalência  $S$  é uma relação binária definida em  $A$  (conjunto de alternativas), tal que que “ $a_i$  é tão boa como  $a_j$ ” (ou “*não é pior do que*”), que se representa por  $a_i S a_j$ . A comparação



é feita par a par, para cada critério de decisão, estabelecendo-se o grau de prevalência de uma alternativa sobre outra.

Roy e Bouyssou (1993) admitem quatro situações de preferência na comparação de duas alternativas  $a_i$  e  $a_j$  em  $A$  :

- Indiferença ( $a_i I a_j$ ) – corresponde à existência de razões que justifiquem uma indiferença entre as alternativas  $a_i$  e  $a_j$ . O decisor considera uma alternativa tão preferível quanto a outra, não conseguindo manifestar uma preferência, ainda que ligeira, sobre qualquer uma das alternativas. Caracteriza-se por ser uma relação simétrica e reflexiva.
- Preferência estrita ( $a_i P a_j$ ) - corresponde à existência de razões que justificam uma preferência significativa a favor da alternativa  $a_i$  relativamente à alternativa  $a_j$ . Caracteriza-se por ser uma relação assimétrica e irreflexiva.
- Preferência fraca ( $a_i Q a_j$ ) - corresponde a uma hesitação entre I e P; não existem razões que justifiquem uma preferência significativa a favor da alternativa  $a_i$ . Contudo, há razões claras para não existir indiferença, havendo preferência, ainda que fraca, a favor de  $a_i$ . É uma relação assimétrica e irreflexiva.
- Incomparabilidade ( $a_i R a_j$ ) - corresponde à ausência de razões que justifiquem alguma das situações anteriores. O decisor não consegue comparar as alternativas face à informação que dispõe. Caracteriza-se por ser simétrica e irreflexiva.

Os métodos ELECTRE destacam-se por permitirem considerar as relações de incomparabilidade (R) e preferência fraca (Q), para além das relações de preferência (P) e indiferença (I). Além disso, não pressupõem necessariamente a propriedade transitiva das relações de preferência, ou seja, pode haver uma situação em que, por exemplo,  $a_i Q a_j$  e  $a_j Q a_h$  mas  $a_i P a_h$ ; ou ainda que  $a_i P a_j$  e  $a_j P a_h$  mas  $a_i R a_h$ .

Os critérios podem ser definidos segundo Roy (1985) e Vincke (1992) como:

- verdadeiro-critério: uma alternativa é considerada preferível a outra num determinado critério, se o seu desempenho for melhor do que o de outra, mesmo que por uma diferença mínima, e só serão consideradas indiferentes segundo esse critério caso os seus desempenhos sejam exatamente os mesmos. Usado nos métodos ELECTRE I e ELECTRE II.

- pseudo-critério: uma alternativa é estritamente preferível a outra num determinado critério, se a diferença de desempenhos for significativa (não inferior a um limiar de preferência) nesse critério; duas alternativas serão consideradas indiferentes segundo um critério, caso a diferença dos desempenhos seja pequena (não excede um limiar de indiferença) nesse critério. Como os limiares de preferência e indiferença não têm que ter o mesmo valor, pode surgir uma situação de hesitação entre a preferência e a indiferença, designada por preferência fraca. Usado nos métodos ELECTRE III, IV e TRI.

Os métodos ELECTRE baseiam-se na comparação entre pares de alternativas,  $a_i$  e  $a_j$ , pretendendo-se saber se existem argumentos suficientes para afirmar que  $a_i$  prevalece sobre  $a_j$ . Para o determinar, agrega-se a força conjunta dos critérios que concordam com essa afirmação e verifica-se se, nos restantes critérios, a discordância não é demasiado forte (podendo estes exercer um direito de veto àquela afirmação se a diferença de desempenhos for muito grande). Assim, na validação da afirmação  $a_i S a_j$  (ou  $a_j S a_i$ ), devem-se verificar duas condições (Mousseau e Slowinski, 1998):

- Concordância: para que  $a_i S a_j$  (ou  $a_j S a_i$ ) seja aceite, uma maioria suficiente de critérios deve ser a favor desta afirmação;
- Não-discordância: quando a condição de concordância é verificada, nenhum dos critérios na minoria deve opor-se à afirmação  $a_i S a_j$  (ou  $a_j S a_i$ ) de uma “maneira muito forte”, ou seja, não existe em nenhum critério uma diferença de desempenhos tão significativa que se oponha à prevalência.

Note-se que um mau desempenho de uma alternativa num critério pode não ser compensado por um bom desempenho noutra critério, ou seja, o princípio da compensação total não se verifica nestes métodos.

Existem vários métodos ELECTRE que procuram responder ao tipo de problemática em estudo. Os métodos ELECTRE Iv (Roy, 1968) e IS (Roy e Skalka, 1984) dedicam-se à problemática da escolha; os métodos ELECTRE II (Roy e Bertier, 1971), ELECTRE III (Roy, 1978) e ELECTRE IV (Roy e Hugonnard, 1982) dedicam-se à problemática da ordenação e o ELECTRE TRI (Yu, 1992) dedica-se à problemática da classificação. Uma descrição mais pormenorizada de cada um destes

métodos ELECTRE pode ser encontrada em Figueira et al. (2005, 2010); neste trabalho apenas desenvolveremos mais pormenorizadamente o método ELECTRE TRI.

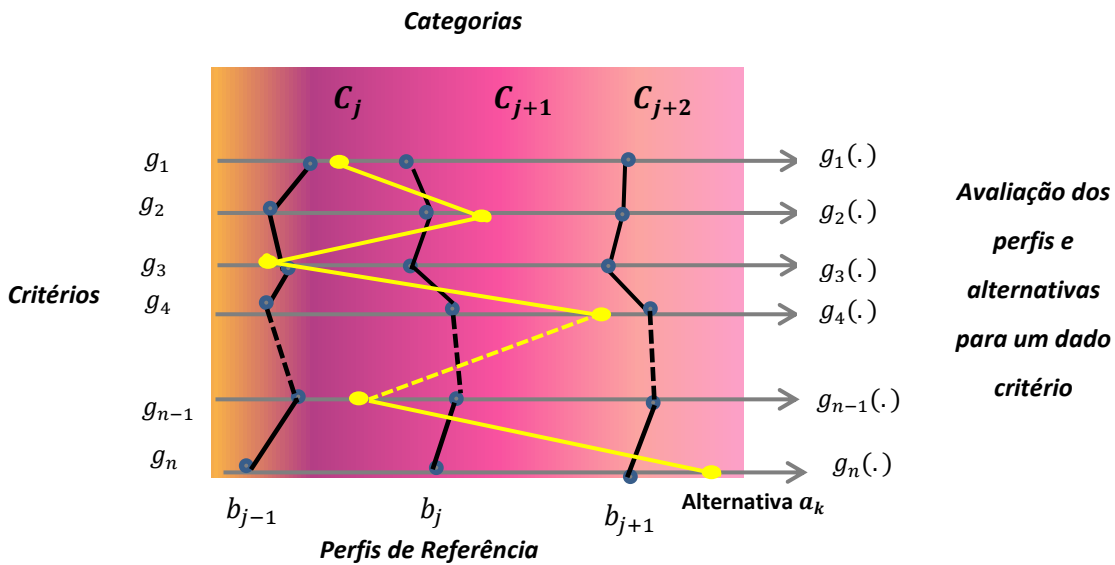
A primeira fase dos métodos ELECTRE consiste na construção de uma relação de prevalência (ou várias) sobre o conjunto de alternativas (exceto no método ELECTRE TRI, no qual se comparam as alternativas a afetar com as de referência). Posteriormente, essas relações são exploradas no âmbito da problemática a que o método se dedica (classificação no caso do ELECTRE TRI).

### 2.4.2 ELECTRE TRI

O método ELECTRE TRI (Yu, 1992; Roy e Bouyssou, 1993) é um método de prevalência que pretende afetar cada alternativa a uma categoria pré-definida, com base em múltiplos critérios – trata-se de um método de afetação ordinal (consideram-se as categorias pré-definidas ordenadas).

Este método está associado à problemática da classificação. Começam-se por definir as categorias em estudo, de forma ordenada. Cada categoria é delimitada por dois perfis de referência (ou ações de referência), que se definem como ações reais (por exemplo, normas jurídicas) ou fictícias, definidas apenas para delimitar, superiormente e inferiormente, as diversas categorias. As várias alternativas são afetadas a uma categoria por meio da comparação com os perfis de referência associados às categorias. Neste método não há comparação das alternativas em estudo entre si.

Mais precisamente, cada alternativa  $a_k$  do conjunto de alternativas  $A = \{a_1, a_2, \dots, a_m\}$  é afetada a uma categoria do conjunto de categorias pré-definidas e ordenadas  $C = \{C_1, C_2, \dots, C_k\}$ , considerando o desempenho de cada alternativa para cada um dos  $n$  critérios  $g_1, \dots, g_n$ . A ordem de preferência das categorias é crescente, sendo  $C_1$  a pior e  $C_k$  a melhor. Cada categoria  $C_j$  é limitada por dois perfis de referência,  $b_{j-1}$  e  $b_j$ , sendo os seus limites inferior e superior respetivamente. Cada perfil de referência  $b_j$ , do conjunto  $B = \{b_0, b_1, \dots, b_k\}$  de perfis de referência constitui, simultaneamente, o limite inferior da classe  $C_{j+1}$  e o limite superior da classe  $C_j$  (excetuando  $b_0$  que é só inferior e  $b_k$  só superior). As avaliações destes perfis para cada critério  $g_j$ , definem os conjuntos de valores,  $\{g_j(b_0), \dots, g_j(b_k)\}$ ,  $\forall j = 1, \dots, n$ , que limitam as classes  $C_1, C_2, \dots, C_k$  (representado pelos pontos azuis na Figura 2.8).



**Figura 2.8:** Definição das categorias do ELECTRE TRI.

O ELECTRE TRI classifica as alternativas seguindo duas fases consecutivas, que vamos analisar mais sucintamente:

- (i) a construção de uma relação de prevalência que determina como as alternativas são comparadas com os perfis de referência das categorias;
- (ii) a exploração da relação de prevalência, através de procedimentos de afetação.

**(i) Relação de Prevalência**

A relação de prevalência é construída para tornar possível a comparação de uma alternativa  $a_k$  com um perfil de referência  $b_i$ . A afirmação de que  $a_k$  prevalece  $b_i$  ( $a_k S b_i$ ), em que  $k = 1, \dots, m$  e  $i = 1, \dots, n$ , significa que “ $a_k$  é pelo menos tão boa quanto  $b_i$ ”. Na construção da relação de prevalência todas as relações de preferência referidas (P, Q, I e R) são admitidas. No que se segue vamos supor, sem perda de generalidade, que o critério  $g_j$  é tanto melhor quanto maior o seu valor de desempenho (a maximizar).

Para cada alternativa  $a_k$  e perfil de referência  $b_i$ , o método ELECTRE TRI decide se  $a_k$  prevalece sobre  $b_i$  ( $a_k S b_i$ ) ou não, à custa dos desempenhos das alternativas e dos seguintes parâmetros (Mousseau e Slowinski, 1998):

- o conjunto de coeficientes de importância ou pesos  $(k_1, k_2, \dots, k_n)$ , onde  $k_j \geq 0$  ( $j = 1, \dots, n$ ) e  $\sum_{j=1}^n k_j = 1$ . Refletem o poder de voto de cada critério na contribuição para a maioria que é a favor de uma prevalência. Usado no teste de concordância quando se calcula a importância relativa dos critérios que são a favor da afirmação  $a_k S b_i$ ;
- o conjunto de limiares de indiferença  $\{q_j(b_i), i = 1, \dots, n\}$ , para cada critério  $g_j$ . O limiar de indiferença  $q_j(b_i)$  especifica a maior diferença entre  $g_j(a_k) - g_j(b_i)$  preservando a indiferença entre  $a_k$  e  $b_i$  no critério  $g_j$ ;
- o conjunto de limiares de preferência  $\{p_j(b_i), i = 1, \dots, n\}$ , para cada critério  $g_j$ . O limiar de preferência  $p_j(b_i)$  representa a menor diferença entre  $g_j(a_k) - g_j(b_i)$  compatível com a preferência de  $a_k$  no critério  $g_j$  (OBS:  $p_j \geq q_j$ )
- O conjunto de limiares de veto  $\{v_j(b_i), i = 1, \dots, n\}$ , para cada critério  $g_j$ . Usado no teste de discordância.  $v_j(b_i)$  representa a menor diferença  $g_j(b_i) - g_j(a_k)$  que invalida completamente a afirmação  $a_k S b_i$  (OBS:  $v_j \geq p_j$ ).

Fundamentado nos princípios da concordância e da não discordância, o ELECTRE TRI estabelece um índice  $\sigma(a_k, b_i) \in [0,1]$  ( $\sigma(b_i, a_k)$ , respetivamente) que representa o grau de credibilidade de uma relação de prevalência  $S$ , mais concretamente, da afirmação  $a_k S b_i$  ( $b_i S a_k$ , respetivamente). Esta afirmação é considerada válida se  $\sigma(a_k, b_i) \geq \lambda$ , onde  $\lambda$  representa o nível de corte (este valor deve situar-se entre 0,5 e 1) que se define como o menor valor do grau de credibilidade ( $\sigma$ ) para o qual se pode afirmar que  $a_k$  prevalece  $b_i$  (Figueira et al., 2005).

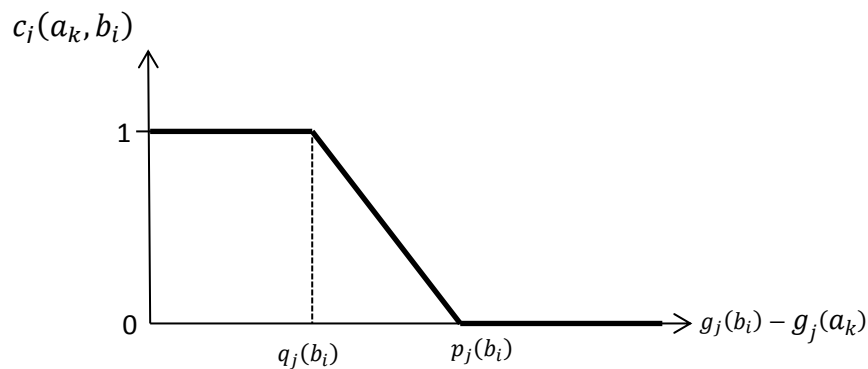
Determinar o índice  $\sigma(a_k, b_i)$  consiste no cálculo de: (o cálculo de  $\sigma(b_i, a_k)$  é análogo)

- *Índice de concordância parcial*

Verifica-se a condição de concordância para cada critério, calculando-se o índice de concordância parcial (Roy, 1985). Esse índice, que varia de 0 a 1, mede o quanto o critério concorda que a alternativa  $a_k$  prevalece  $b_i$  num determinado critério.

$$c_j(a_k, b_i) = \begin{cases} 0, & \text{se } g_j(b_i) - g_j(a_k) > p_j(b_i) \\ 1, & \text{se } g_j(b_i) - g_j(a_k) \leq q_j(b_i) \\ \frac{p_j(b_i) - g_j(b_i) + g_j(a_k)}{p_j(b_i) - q_j(b_i)}, & \text{caso contrário} \end{cases}$$

Mais concretamente, interpreta-se da seguinte forma (note-se que no caso de minimização do critério, considera-se  $g_j(a_k) - g_j(b_i)$  em vez de  $g_j(b_i) - g_j(a_k)$ ): se a diferença  $g_j(b_i) - g_j(a_k)$  é menor ou igual do que o limiar de indiferença  $q_j(b_i)$ , então  $a_k$  e  $b_i$  são indiferentes baseados no critério  $g_j$ ; se a diferença  $g_j(b_i) - g_j(a_k)$  é estritamente maior do que o limiar de preferência  $p_j(b_i)$ , então considera-se que há uma preferência forte entre  $a_k$  e  $b_i$  (a favor de  $b_i$ ) no critério  $g_j$ ; quando  $g_j(b_i) - g_j(a_k) \in [q_j(b_i), p_j(b_i)]$  é calculado a partir de uma interpolação linear, correspondendo a uma preferência fraca. A Figura 2.9 representa a interpretação gráfica do índice de concordância parcial.



**Figura 2.9:** Ilustração da construção do índice de concordância parcial.

- *Índice de concordância global*

Com base no índice de concordância parcial obtido, calcula-se o índice de concordância global  $c(a_k, b_i)$  que representa o quanto a avaliação da relação indica que  $a_k$  prevalece  $b_i$ . O seu valor varia entre 0 e 1.

$$c(a_k, b_i) = \sum_{j=1}^n c_j(a_k, b_i) \cdot k_j$$

- *Índice de discordância*

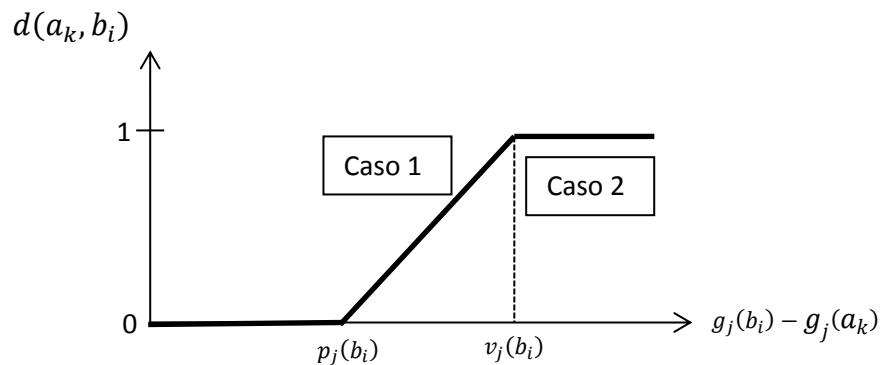
O índice de discordância  $d_j(a_k, b_i)$  representa o quanto cada critério se opõe à afirmação “ $a_k$  prevalece  $b_i$ ”. Para isto, é introduzido um limite de veto que, quando excedido, rejeita essa afirmação.

$$d_j(a_k, b_i) = \begin{cases} 0, & \text{se } g_j(b_i) - g_j(a_k) \leq p_j(b_i) \\ 1, & \text{se } g_j(b_i) - g_j(a_k) > v_j(b_i) \\ \frac{g_j(b_i) - g_j(a_k) - p_j(b_i)}{v_j(b_i) - p_j(b_i)}, & \text{caso contrário} \end{cases}$$

A Figura 2.10 ilustra a construção do índice de discordância (note-se que no caso de minimização do critério, considera-se  $g_j(a_k) - g_j(b_i)$ ), salientando os seguintes dois casos:

Caso 1: o desempenho da alternativa  $a_k$  é baixo em comparação com o desempenho de  $b_i$ , então o critério  $j$  expressa uma certa oposição à afirmação “ $a_k$  prevalece  $b_i$ ” ( $0 \leq d_j(a_k, b_i) < 1$ ).

Caso 2: o desempenho da alternativa  $a_k$  é muito baixo em comparação com o desempenho de  $b_i$ , então o critério  $j$  expressa um veto à afirmação “ $a_k$  prevalece  $b_i$ ” ( $d_j(a_k, b_i) = 1$ ).



**Figura 2.10:** Ilustração da construção do índice de discordância.

- *Índice de credibilidade da relação de prevalência*

O índice de credibilidade é o quanto uma alternativa  $a_k$  prevalece uma alternativa  $b_i$  dados os índices de concordância global  $c(a_k, b_i)$  e de discordância  $d_j(a_k, b_i)$ .

$$\sigma(a_k, b_i) = c(a_k, b_i) \cdot \prod_{\substack{j \in \{1, \dots, n\} \\ d_j(a_k, b_i) > c(a_k, b_i)}} \frac{1 - d_j(a_k, b_i)}{1 - c(a_k, b_i)}$$

Na ausência de critérios significativamente discordantes, o índice de credibilidade  $\sigma(a_k, b_i)$  é sempre igual ao índice de concordância global  $c(a_k, b_i)$ . Na situação em que um critério seja completamente discordante, ou seja,  $d_j(a_k, b_i) = 1$ , o índice de credibilidade é nulo, indicando que a afirmação  $a_k S b_i$  não é verdadeira.

Os valores de  $\sigma(a_k, b_i)$ ,  $\sigma(b_i, a_k)$  e  $\lambda$  determinam as situações de preferências entre  $a_k$  e  $b_i$  (Mousseau e Slowinski, 1998):

- $\sigma(a_k, b_i) \geq \lambda$  e  $\sigma(b_i, a_k) \geq \lambda \Rightarrow a_k S b_i$  e  $b_i S a_k \Rightarrow a_k I b_i$ , ou seja,  $a_k$  é indiferente a  $b_i$ .
- $\sigma(a_k, b_i) \geq \lambda$  e  $\sigma(b_i, a_k) < \lambda \Rightarrow a_k S b_i$  e não  $b_i S a_k \Rightarrow a_k > b_i$ , ou seja,  $a_k$  é preferível a  $b_i$ .
- $\sigma(a_k, b_i) < \lambda$  e  $\sigma(b_i, a_k) \geq \lambda \Rightarrow$  não  $a_k S b_i$  e  $b_i S a_k \Rightarrow a_k < b_i$ , ou seja,  $b_i$  é preferível a  $a_k$ .
- $\sigma(a_k, b_i) < \lambda$  e  $\sigma(b_i, a_k) < \lambda \Rightarrow$  não  $a_k S b_i$  e não  $b_i S a_k \Rightarrow a_k R b_i$ , ou seja,  $a_k$  é incomparável a  $b_i$ .

Utilizando um valor elevado de  $\lambda$  para aumentar a credibilidade exigida, a ocorrência da incomparabilidade aumenta pois os índices de credibilidade  $\sigma(a_k, b_i)$  e  $\sigma(b_i, a_k)$  prevaleceriam menos frequentemente sobre o nível de corte. Por outro lado, caso se opte por reduzir o valor de  $\lambda$  e ser menos exigente com as incertezas, aumentam-se as ocorrências de indiferença.

## (ii) **Procedimento de Afetação**

O objetivo da exploração das relações binárias descritas anteriormente é de gerar um procedimento de afetação. No ELECTRE TRI, a afetação é feita de forma a comparar a alternativa  $a_k$  aos sucessivos perfis de referência, por forma a afetá-la a uma categoria. Esta comparação pode ser realizada de duas formas diferentes, que se refletem nos dois tipos de procedimentos disponíveis: o otimista e o pessimista (Tabela 2.2.). A designação destes procedimentos surge do facto de a categoria a que uma alternativa é atribuída pelo procedimento pessimista ser sempre igual ou pior à categoria a que seria atribuída pelo procedimento otimista (Yu, 1992).



	Pessimista	Otimista
<b>Objetivo</b>	Afeta as alternativas nas categorias mais baixas possível.	Afeta as alternativas nas categorias mais altas possível.
<b>Procedimento</b>	Afeta a alternativa $a_k$ a uma categoria se essa alternativa prevalece sobre o perfil de referência inferior dessa categoria e não prevalece sobre o seguinte: $a_k S b_h$ e não $a_k S b_{h+1} \Rightarrow a_k \in C_{h+1}$	Afeta alternativa $a_k$ a uma categoria se o perfil de referência superior é preferível a essa alternativa e se o perfil de referência da categoria anterior não é preferível a essa alternativa: $b_h P a_k$ e não $b_{h-1} P a_k \Rightarrow a_k \in C_h$

**Tabela 2.2:** Os procedimentos de afetação.

Mais concretamente, o procedimento pessimista:

- compara sucessivamente a alternativa  $a_k$  com os perfis de referência  $b_i$  ( $i = k, \dots, 0$ ), em que  $i$  varia da categoria mais alta ( $b_k$ ) à mais baixa ( $b_0$ );
- Se  $b_h$  for o primeiro perfil de referência para que  $a_k S b_h$  então  $a_k$  é atribuída à categoria  $C_{h+1}$ .

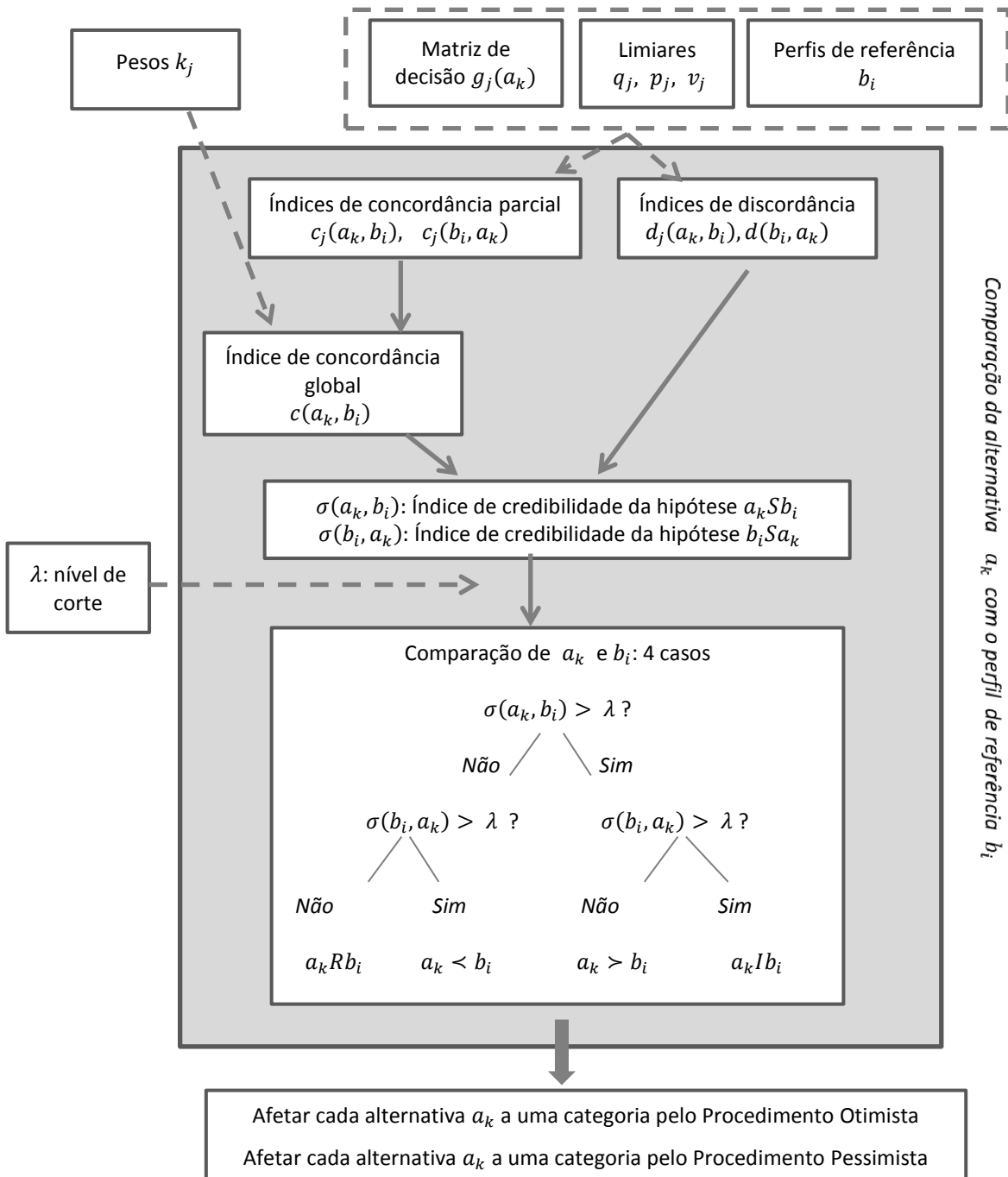
Por sua vez, o procedimento otimista:

- compara sucessivamente a alternativa  $a_k$  com os perfis de referência  $b_i$  ( $i = 0, \dots, k$ ), em que  $i$  varia da categoria mais baixa ( $b_0$ ) à mais alta ( $b_k$ );
- Se  $b_h$  for o primeiro perfil de referência que é preferível a  $a_k$  então  $a_k$  é atribuída à categoria  $C_h$ .

O procedimento pessimista é mais exigente (também o mais aplicado), já que afeta a alternativa sempre na categoria inferiormente delimitada pelo perfil de referência. Por sua vez, o otimista é menos exigente e pode afetar as alternativas a categorias superiores. No caso de ocorrer convergência entre os dois procedimentos pessimista e otimista, a relação de prevalência construída para avaliar e classificar foi capaz de comparar as alternativas aos perfis. A divergência entre os procedimentos ocorre quando o desempenho de uma alternativa é incomparável com um ou vários perfis de referência. O decisor pode adotar uma das classificações de acordo com o seu perfil mais ou menos exigente.

Interessa ainda reforçar que a escolha do nível de corte  $\lambda$  desempenha um papel importante na afetação das alternativas já que, se o valor for elevado, as alternativas serão alocadas a categorias mais baixas no procedimento pessimista e mais altas no procedimento otimista. O contrário ocorrerá para valores de nível de corte mais baixos.

Por forma a sintetizar o método ELECTRE TRI, apresenta-se o esquema da Figura 2.11, onde são indicados todos os parâmetros de entrada necessários para a aplicação do método, a forma como uma alternativa é comparada com um perfil de referência e, por fim, a afetação de cada alternativa às categorias pré-definidas.



**Figura 2.11:** Esquema geral do procedimento do método ELECTRE TRI (baseado em Colette e Siarry, 2003).

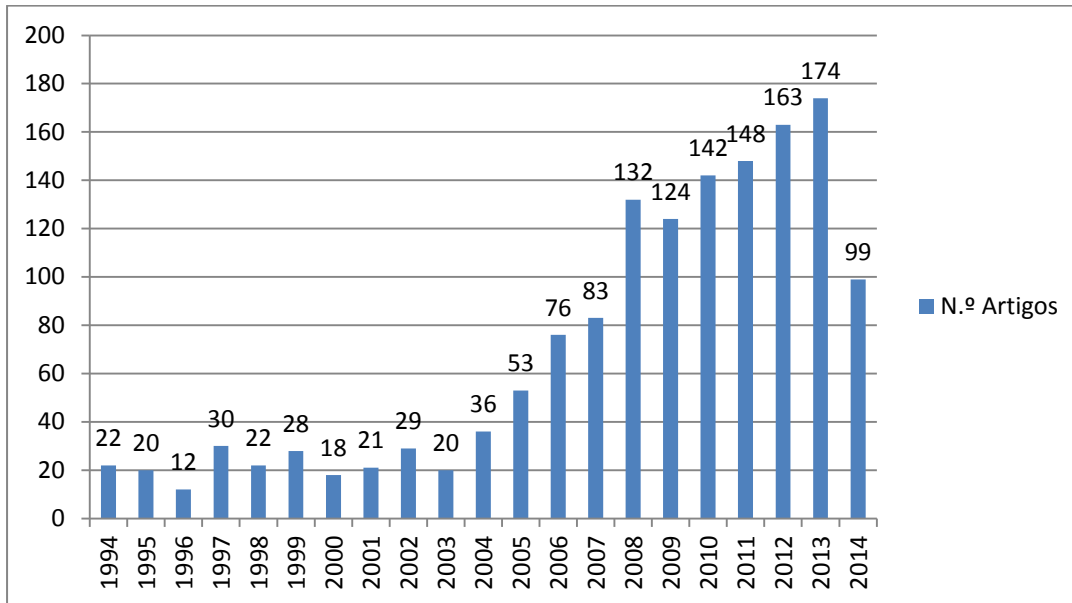
## 2.5 Problemas de Localização Multicritério

Os problemas de localização multicritério caracterizam-se pela seleção de um conjunto de locais para a instalação de determinadas infraestruturas (equipamentos ou instalações), tendo em consideração um conjunto de critérios e objetivos, e a verificação de determinadas restrições. Os problemas de localização de infraestruturas relacionam-se com a definição do número (única ou múltiplas) e da dimensão (pequena ou familiar, centralizada, cooperativa, etc.), com a seleção de locais, com a afetação à produção e com o tipo de instalação a implementar (desejável - próxima das populações; indesejável – afastada das populações; e semi-desejável – nem muito próxima, nem muito afastada).

A localização de uma infraestrutura é também um processo de decisão que exige a consideração de diversos critérios: biofísicos e ambientais, sociais, económicos, legais, operacionais, etc. A ciência da localização tem uma longa história em problemas de localização com um único critério mas, na verdade, estes tipos de problemas são complexos devido à sua natureza multicritério. Consequentemente, uma das dificuldades que tem surgido para a resolução deste tipo de problemas está relacionada com a forma de medir esses critérios conflitantes, considerando os vários intervenientes e respetivos interesses distintos. É notório o carácter multicritério subjacente aos problemas de localização. Tal observação é reforçada com a elevada produção científica sobre problemas de localização multicritério desenvolvida sobretudo na última década.

Farahani et al. (2010) apresentam uma revisão dos problemas de localização multicritério, entre 1965 e 2009 (até 28 de Julho de 2009), obtendo cerca de 730 publicações. Procurando atualizar o estado da arte, desenvolvemos uma revisão entre 1965 e 2014 (até 4 de Julho de 2014), através do SCOPUS, usando a mesma pesquisa booleana de Farahani et al. (2010), que foi: (“Facility Location” OR “Location Science” OR “Location Model” OR “Location Theory” OR “Location Problem” OR “Siting” OR “Locating”) AND (“Multi” OR “Multiple” OR “Bi”) AND (“Criteria” OR “Criterion” OR “Objective” OR “Attribute”).

Obtivemos um total de 1570 publicações, mais do dobro das obtidas pelo autor referido até 2009. Na Figura 2.12 destacamos o número de publicações dos últimos 20 anos, visto que de 1965 a 1993 a publicação é pouco significativa, constituindo apenas 7,5% (140 artigos) da produção total. Verifica-se que na última década foram publicados 78,3% dos artigos totais e, mais especificamente, entre 2009-2014 (período não analisado pelo autor referido) foram 54,1% do total, o que comprova o crescimento da área e sua aplicabilidade.



**Figura 2.12:** Número de artigos publicados por ano, na área Localização Multicritério, no período entre 1994 e 2014 (SCOPUS, 2014).

Cerca de 91% das publicações são artigos ou artigos de conferência. Na Tabela 2.3 podem ser consultados os jornais com mais publicações nesta área e as áreas de aplicação mais usuais. Verifica-se que, relativamente a Farahani et al. (2010), a primeira posição se mantém para o mesmo jornal e que as restantes se alteram; quanto às áreas de aplicação mantêm-se bastante semelhantes.

Jornal	Áreas de aplicação
European Journal of Operational Research (61)	Engineering (626)
Lecture Notes in Computer Science Including Subseries Lecture Notes in Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics (37)	Computer Science (464)
Computers and Industrial Engineering (19)	Mathematics (293)
Computers and Operations Research (18)	Decision Sciences (237)
Waste Management (18)	Environmental Science (217)

**Tabela 2.3:** Lista dos cinco principais jornais e áreas de aplicação dos artigos na área Localização Multicritério, no período entre 1965 e 2014 (SCOPUS, 2014).

Farahani et al. (2010) caracterizam os problemas de localização multicritério em três categorias: problemas biobjetivo, multiobjetivo e multiatributo. Consideram importante a divisão entre biobjetivo e multiobjetivo pelo grande número de artigos publicado no primeiro tipo, fazendo assim uma distinção mais pormenorizada na revisão da literatura.

Neste trabalho, dividimos os problemas de localização multicritério em Problemas de Localização MODM (PL-MODM) e Problemas de Localização MADM (PL-MADM). Verifica-se na revisão de literatura desenvolvida que os métodos mais usados nos PL-MADM são ANP (por exemplo, Tuzkaya et al., 2008), AHP (por exemplo, Perpiña et al., 2013), ELECTRE (por exemplo, Norese, 2006) e TOPSIS (Cheng et al., 2002), e nos PL-MODM são a programação por compromisso, programação linear e não-linear, modelos heurísticos, programação *fuzzy* multiobjetivo, entre outros.

As técnicas MCDA, quando aplicáveis, podem ser usadas em todos os tipos de modelos de localização de infraestruturas, incluindo a localização de uma única infraestrutura, localização de múltiplas infraestruturas, localização-afetação, localização de infraestruturas desejáveis ou indesejáveis, entre outros (Farahani et al., 2010).



# Capítulo 3

## SISTEMAS DE APOIO À DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO

---

Neste capítulo começamos por apresentar, de uma forma sucinta, os Sistemas de Apoio à Decisão e, seguidamente, os SIG. Analisamos o papel dos SIG no apoio à decisão espacial, focando as suas potencialidades e limitações, e ainda as principais características do apoio à decisão espacial, salientando a sua natureza multicritério. Apresentamos, por fim, o processo de decisão espacial multicritério.

### 3.1 Sistemas de Apoio à Decisão

Um Sistema de Apoio à Decisão (em inglês, *Decision Support System - DSS*<sup>9</sup>, acrónimo que usaremos neste trabalho) é um "sistema interativo baseado num computador, que ajuda os decisores a utilizarem dados e modelos para resolver problemas não estruturados" (Gorry e Scott Morton, 1971). Walsh (1993) define-o como "sistema computacional concebido para suportar, de forma interativa, o processo de tomada de decisão em problemas relativamente mal-estruturados". Finlay (1994) define-o como "um sistema baseado em computador que auxilia o processo de tomada de decisão". Um DSS é um conceito extremamente amplo e as suas definições variam em função do ponto de vista do autor (Druzdzal e Flynn, 1999).

Independentemente da definição, a ideia básica de um DSS é fornecer um ambiente baseado em computador, que integra sistemas de gestão de dados com modelos analíticos e utiliza interfaces gráficas para melhorar o processo de apoio à decisão. Nesse processo pode usar modelos e algoritmos de diferentes áreas, como análise de decisão, programação matemática e otimização, modelação estocástica, simulação e modelação lógica.

---

<sup>9</sup> Os acrónimos DSS, SDSS, MC-SDSS e SIG serão usados tanto no singular como no plural ao longo da tese.

Além de melhorar a eficácia e eficiência do processo de tomada de decisão, os DSS são considerados especialmente úteis como uma ferramenta de apoio à decisão em problemas complexos e mal definidos, devido às suas capacidades, entre as quais se destacam (Parker e Al-Utaibi, 1986 e Turban e Aronson, 1998):

- a combinação do uso de modelos ou técnicas analíticas com gestão, análise e manipulação de base de dados de forma flexível;
- a disponibilização de interfaces de fácil utilização, mesmo para utilizadores inexperientes;
- a possibilidade de resolução de problemas através de abordagens interativas e recursivas da decisão.

### **3.2 Sistemas de Informação Geográfica**

Historicamente, o termo SIG foi utilizado pela primeira vez por Roger Tomlinson em 1963 e o primeiro SIG desenvolvido surgiu na década de 1960 por T. Howard Fisher, na Universidade de Harvard. Havia um objetivo bem definido (representar a natureza espacial do mundo real), uma área de aplicação (a geografia) e um conjunto de funcionalidades inerentes à especificidade da manipulação de informação espacial (armazenar, visualizar e analisar), que distinguem estes de todos os outros tipos de sistemas de informação (Alçada-Almeida, 2006). Desde o seu aparecimento, diferentes SIG foram desenvolvidos, cada vez mais sofisticados e com aplicações em diferentes áreas, como planeamento, uso da terra, ambiente, agricultura, tecnologia e segurança civil, localização de infraestruturas, etc.

A definição de SIG não é única. Existem várias definições (Burrough, 1986; Cowen, 1988; Parker, 1988; Carter, 1989; Aronoff, 1989) que refletem a multiplicidade de usos e visões possíveis desta tecnologia e apontam para uma perspetiva interdisciplinar na sua conceção e utilização. Algumas dessas definições concentram-se em aspetos tecnológicos e outras em aspetos relacionados com o conjunto de dados e sua gestão. Segundo Malczewski (2004) as diferentes definições têm o enfoque em dois aspetos: tecnologia e/ou solução de problemas. A abordagem tecnológica define o SIG como um conjunto de ferramentas para entrada, armazenamento, gestão, análise e, finalmente, saída de dados com fortes componentes espaciais. A abordagem de solução de problemas, realça o uso dos SIG no apoio à decisão em problemas espaciais.



Nesta tese, definimos um SIG como um sistema de informação baseado em computador que permite a obtenção, modelação, armazenamento, recuperação, partilha, manipulação, análise e apresentação de dados geograficamente referenciados (Worboys e Duckham, 2004).

Há um amplo consenso sobre o poder dos SIG como ferramentas para trabalhar com dados espaciais, através do recurso às componentes que possui:

- Entrada de Dados;
- Armazenamento e Gestão de Dados;
- Análise e Manipulação de Dados;
- Apresentação de Resultados.

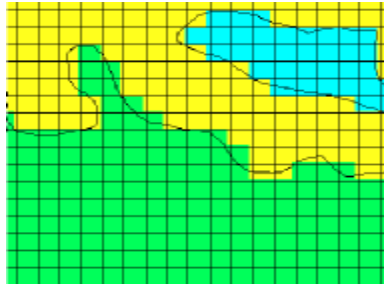
A Entrada de Dados é o processo de identificação e obtenção dos dados necessários a uma aplicação específica. Este processo envolve a aquisição, transformação, georreferenciação, compilação, verificação e documentação dos dados. Esta componente converte os dados na sua forma existente ou bruta, num formato que possa ser utilizado pelo SIG (Malczewski, 2004). Nesta etapa é importante a perceção da distinção entre entidade geográfica, que é um elemento do mundo real, e um objeto geográfico, que é uma representação da entidade geográfica num SIG.

O Armazenamento e Gestão de Dados incluem as funções necessárias ao armazenamento e recuperação dos dados a partir de uma base de dados. Essa base de dados pode ser definida como uma coleção não redundante de dados organizados num computador, de modo que possam ser expandidos, atualizados, recuperados e compartilhados por vários utilizadores (Malczewski, 2004). Os dados são manipulados e analisados para obter informações úteis para uma determinada aplicação, normalmente organizados por mapas temáticos separados, denominados de Camadas ou Planos de Informação (*Layers*). A sequência de camadas normalmente inicia-se com uma base cartográfica, sobre a qual outras camadas, contendo dados específicos para o problema, vão sendo adicionadas (p.ex. uso do solo, tipos de solo, hidrografia, distribuição populacional, rede de transportes, etc.).

Existem basicamente dois modos de representação de dados espaciais: raster (ou matricial) e vetorial:

Modo Raster ou Matricial (contínuo) – baseia-se na organização dos dados espaciais através de células, denominadas por pixéis, sendo a característica espacial representada por uma matriz (Figura 3.1.). Neste tipo de representação, a superfície é concebida como contínua (contudo, representada internamente como discreta, devido à

resolução considerada), onde cada pixel apresenta um valor constante para um atributo numa fração de terreno (definindo assim a resolução espacial). Esta estrutura celular permite armazenar dados espacialmente organizados sobre vários planos de informação, permitindo a realização de operações que envolvam álgebra booleana na sobreposição de camadas.



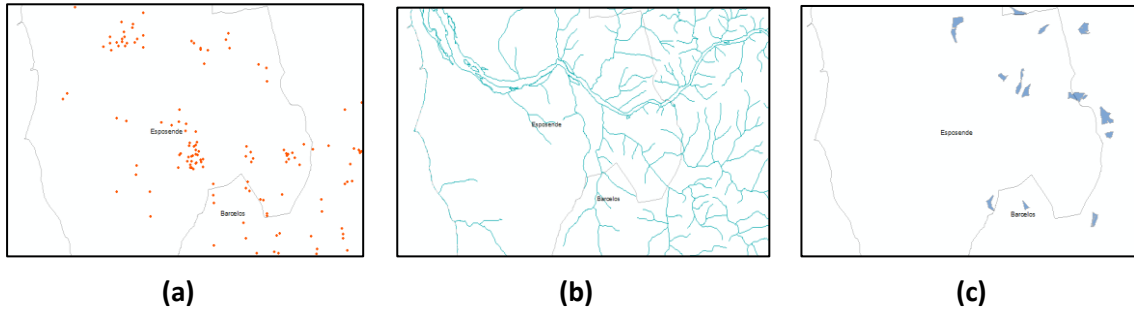
**Figura 3.1:** Exemplo de representação raster.

Modo Vetorial (discreto) – os dados espaciais são descritos através de vetores que, dependendo da sua forma e da escala cartográfica, definem a componente espacial dos elementos utilizando as seguintes primitivas geométricas:

- pontos (representados por pares de coordenadas, definindo a localização de objetos que não apresentam área nem forma);
- linhas poligonais ou arcos (representados por, no mínimo, dois pontos ligados, gerando polígonos abertos que expressam elementos que não formam área mas que possuem uma forma, representando, por exemplo, estradas, rios,...);
- polígonos representados, no mínimo, por três vértices ligados, gerando polígonos fechados que definem elementos geográficos como, por exemplo, limites administrativos (concelhos, freguesias,...) onde é relevante a forma e a área – Figura 3.2.

Na representação vetorial, os vários objetos (pontos, linhas e polígonos) podem ter um conjunto de relações espaciais (topológicas) explicitamente definidas e armazenadas (inclusão, adjacência, interseção, entre outras). A representação vetorial, apesar de recorrer a objetos discretos, pode ser utilizada para representar, indiretamente mas com toda a precisão julgada

necessária, informação espacial com variação contínua (exemplo das curvas de nível, redes triangulares, etc.).



**Figura 3.2:** Exemplo de representação vetorial: **(a)** pontos (explorações leiteiras) **(b)** linhas (hidrografia) e **(c)** polígonos (locais aptos).

A Análise e Manipulação de Dados é classificada de acordo com o tipo de dados manipulados (correspondente a uma geometria distinta) nos seguintes casos: análise espacial, processamento de imagens, modelação de terreno, análise de redes, geodesia e fotogrametria, produção cartográfica. A análise espacial inclui um conjunto importante de procedimentos (alguns universais), denominado “Álgebra de Mapas”, que constituem a base da implementação de operadores espaciais comuns a diferentes sistemas. Estas funções incluem: reclassificação, sobreposição (“*overlay*”), operações booleanas e matemáticas entre mapas, e acesso integrado à base de dados.

Na Apresentação de Resultados são mostrados aos utilizadores os resultados do processamento e das análises num SIG (Malczewski, 2004). O padrão de saída de dados mais frequente é o uso de mapas acompanhado de tabelas. Os resultados apresentados na forma de mapas podem ser modificados ou melhorados interactivamente, através de funções de composição de mapas cartográficos com adição de elementos, tais como legendas, títulos, rosa dos ventos, barras de escala, modificação de cores e padrões (tanto no conteúdo como no contorno dos objetos) e ajustes de simbologia.

Existem vários ambientes SIG que se distinguem em livres (“*open source*”) e comerciais. Entre os livres destacamos o Quantum (<http://www.qgis.org/en/site/>), GRASS (*Geographic Resources Analysis Support System* - <http://grass.osgeo.org/>), e o ILWIS (*Integrated Land and Water Information System* - <http://www.ilwis.org/>). Entre os comerciais destacamos o ArcGIS (<https://www.arcgis.com/features/index.html>),

GeoMedia

(<http://www.hexagongeospatial.com/products/GeoMedia/Details.aspx>) e o IDRISI (<http://www.clarklabs.org/>).

O software ArcGIS é o usado neste trabalho. É um pacote de aplicações da ESRI (*Environmental Systems Research Institute*), de elaboração e manipulação de informação em formato vetorial e matricial para o uso e gestão de bases temáticas. Caracteriza-se como sendo um software de fácil uso e extramente funcional. É baseado em componentes orientadas a objetos, os ArcObjects, que são uma biblioteca de objetos criada pela ESRI para a inclusão de novas funcionalidades no software, sendo possível criar ferramentas ou aplicações novas dentro do ArcGIS (na versão 9.3) através da utilização das Macros programadas em VBA.

### 3.3 SIG como sistema de apoio à decisão

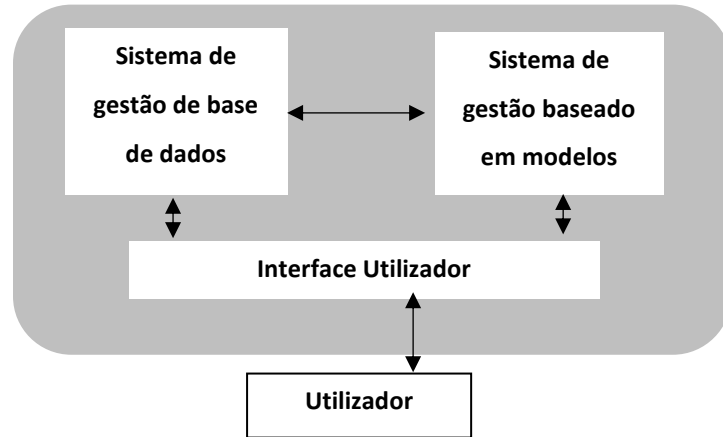
Os SIG também são descritos por alguns autores (Cowen, 1988, por exemplo) como sistemas de apoio à decisão em problemas espaciais. Os problemas de decisão espacial caracterizam-se pela existência de informação georreferenciada sobre a qual é necessário tomar uma decisão mas, apenas, se essa decisão também depender de aspetos espaciais inerentes à informação georreferenciada (localização, distância,...).

Um Sistema de Apoio à Decisão Espacial (SDSS - Spatial Decision Support System) é um sistema interativo baseado num sistema computacional, definido para o suporte de um ou vários utilizadores no processo de tomada de decisão espacial (Malczewski, 1999). Um SDSS tem como base de trabalho a Informação Geográfica e a Análise Espacial. De acordo com Densham (1991) um SDSS deve fornecer mecanismos para a entrada de dados espaciais, permitir a representação de dados espaciais, suas relações e estruturas, incluir as técnicas analíticas de análise espacial, e fornecer a saída (output) numa variedade de formas espaciais, incluindo mapas. Um SDSS tem geralmente três componentes (Ascough et al., 2002):

- (i) um sistema de gestão de base de dados geográficos;
- (ii) um sistema de gestão baseado em modelos;
- (iii) uma interface de diálogo e apresentação de resultados.

Na Figura 3.3 é apresentado um esquema muito simples da arquitetura de base de um SDSS, que consiste numa estrutura conceptual para um sistema genérico. Esta estrutura pode ser mais especificada e adaptada na presença de aplicações concretas. Chakhar e Martel (2003)

apresentaram um esquema mais completo da estrutura de um SDSS, tendo como base estas três componentes, mas onde cada uma delas é subdividida em subcomponentes.



**Figura 3.3:** Arquitetura base de um SDSS

Os SDSS são projetados especificamente para lidar com dados espacialmente referenciados. O sistema de gestão de base de dados integra assim dados de localização, topológicos e temáticos, possuindo várias escalas associadas a um grande número de variáveis e de observações. O sistema de gestão baseado em modelos fornece aos utilizadores um conjunto flexível e abrangente de ferramentas para análise espacial com capacidades analíticas e de análise de procedimentos. A interface com o utilizador tem de ser construída de modo a que seja capaz de apresentar uma ampla gama de tipos de dados (tabelas e gráficos) e, simultaneamente, deve ser intuitiva e de fácil utilização para uma melhor compreensão dos resultados.

Os diferentes componentes estão ligados entre si através de um fluxo de informações e dados, representado pelas setas bidirecionais na Figura 3.3. O utilizador, seja o analista ou o decisor, interage diretamente com o sistema através da interface, instruindo-a a realizar análises específicas, obtendo assim resultados no formato tabular ou gráfico. Os resultados são analisados pelo utilizador, que decide a sua aceitação para implementação, ou a não aceitação e que, neste caso, realiza uma nova análise.

Relativamente à filosofia subjacente à decisão, ao número de atores envolvidos e à especificidade do tipo de problemas em estudo, temos registado uma evolução das designações associadas como: SDSS de grupo, SDSS colaborativo, SDSS ambiental, SDSS baseado em especialistas, etc.

Apesar da sua importância, há um consenso crescente sobre o papel limitado do SIG como SDSS. Um elevado número de autores (Carver, 1991; Goodchild et al., 1992; Fischer e Nijkamp, 1993; Pereira e Duckstein, 1993; Eastman, 1999; Laaribi, 2000; Malczewski, 2004; Chakhar e Mousseau, 2008a e 2008b; Malczewski, 2010; Lidouh, 2011) argumentam que, apesar dos SIG possuírem ferramentas poderosas para o tratamento, gestão e análise de dados, não disponibilizam de forma integrada capacidades suficientes para o apoio à decisão. Esta crítica é especialmente dirigida à falta de técnicas adequadas que permitam a contribuição das preferências do decisor, tendo em consideração os diferentes objetivos e a existência de múltiplos e heterogêneos critérios (quantitativos e qualitativos, não comensuráveis e medidos em diferentes escalas), por vezes conflitantes, e o elevado número de atores normalmente envolvidos neste tipo de problemas.

A maior parte das funcionalidades analíticas dos SIG é orientada para a gestão de dados e não para uma análise efetiva dos mesmos (Chakhar e Martel, 2003). Segundo Carver (1991), a maioria das abordagens a problemas de decisão com recurso a SIG apresenta limitações, nomeadamente:

- i. só permite ter em consideração um conjunto de critérios pré-definidos, através de variações no processo de sobreposição de mapas;
- ii. só permite ao decisor considerar alguns tipos de preferências nos critérios na análise espacial, através das funções de sobreposição booleana, na qual todos os critérios são reduzidos a declarações lógicas de aptidão (isto é, classificados de forma binária: 0/1) e combinados por via de operadores lógicos como a intersecção e a união, ou através de funções matemáticas que permitem realizar, por exemplo, uma soma ponderada;
- iii. só identifica como soluções aquelas que atendem simultaneamente a todos os critérios de análise.

Entre os requisitos não satisfeitos de forma universal pelos SIG no apoio à decisão, podemos enumerar (Laaribi et al., 1996): ter em consideração soluções propostas pelo decisor; permitir a consideração de preferências (consideradas de uma forma muito limitativa, como já referido); aceitar critérios conflitantes; avaliar e comparar soluções viáveis (um SIG identifica soluções que satisfaçam todos os critérios simultaneamente, não armazenando soluções aceitáveis que geralmente são cruciais para o decisor) - o que torna os SIG limitados em termos de apoio à decisão.

Pereira e Duckstein (1993) ressaltam que as componentes mais importantes do apoio à decisão são aquelas que envolvem a interação com o(s) decisor(es), para desenvolver uma função de valor ou de eliciação de um grupo de pesos para os critérios de avaliação, que a maioria dos SIG não possui.

Para ultrapassar estas limitações muitos autores (Carver, 1991, Pereira e Duckstein, 1993; Jankowski, 1995; Eastman, 1999; Joerin e Musy, 2000; Laaribi, 2000; Chakhar e Martel, 2003; Malczewski, 2004; Chakhar e Mousseau, 2008b; Malczewski, 2010; Lidouh, 2011) defendem a ideia de integração de SIG e MCDA.

Esta integração constitui uma progressão previsível na área do apoio à decisão espacial e permite uma abordagem mais ampla e adequada do problema, melhorando o processo de decisão. Uma das motivações para essa integração é a combinação das capacidades de armazenamento e gestão de dados georreferenciados por parte dos SIG e das capacidades de modelação e análise dos métodos MCDA, garantindo assim a complementaridade entre eles. O principal argumento a favor da integração SIG e MCDA é suportado pelo facto dos problemas de decisão espacial serem inerentemente de natureza multicritério (Carver, 1991; Goodchild et al., 1992; Chakhar e Martel, 2003, Laaribi et al., 1996; Malczewski, 1999, Chakhar e Mousseau, 2008b; Malczewski, 2010). A integração é simultaneamente reforçada pelo facto inverso: estima-se que a grande parte dos dados (> 80%) usados em problemas de decisão apresenta fortes componentes espaciais (Worral, 1991). Uma percentagem superior a 80% nos dados individuais utilizados implica praticamente a inexistência de problemas de decisão que não beneficiem de abordagens com técnicas espaciais (quanto mais não seja) na identificação e análise dos dados e/ou resultados georreferenciáveis.

### **3.4 Natureza multicritério dos problemas de decisão espacial**

Os problemas espaciais implicam, na maioria das vezes, a intervenção de vários atores envolvidos no processo de decisão. Estes diferentes intervenientes têm perceções diferentes do “espaço” de acordo com os seus objetivos e preocupações, geralmente conflituosos. A diversidade de interesses e preocupações das partes envolvidas leva a que uma mesma entidade espacial seja percebida, concebida, formalizada e modelada de formas diferentes. Com esta diversidade de interesses, nem sempre é fácil obter consenso sobre os critérios a serem considerados. Para além disso, os critérios podem possuir diferentes escalas de medida e

natureza (quantitativa e qualitativa). Estes critérios muitas vezes não estão definidos à partida e têm de ser discutidos e delineados pelos intervenientes. A concepção do próprio conjunto de critérios a considerar como relevantes pode igualmente não ser consensual. Tratam-se assim de problemas mal definidos, sem conhecimento prévio de toda a informação relevante. Por todas estas características, constata-se facilmente que os problemas espaciais são complexos e possuem uma natureza multicritério, devido, sobretudo à heterogeneidade dos dados, que têm associados diferentes entidades e propriedades geográficas, como a sua posição, a sua forma, os seus atributos, as relações topológicas, etc.

Quer os MCDA, quer os SIG, têm sido maioritariamente aplicados em separado nos problemas de decisão espacial. Quando se recorre apenas ao MCDA (ou seja, sem recurso de SIG) num problema decisão espacial, a dimensão espacial tem pouca relevância para a avaliação e comparação das diferentes alternativas. Nestes casos é normalmente assumida a homogeneidade espacial em toda a área em estudo, o que não é muito realista, dado que em muitos problemas de decisão o desempenho das alternativas varia no espaço e, também muitas vezes, não pode ser fielmente representado por um valor único. A agravar ainda o facto de os software MCDA não terem capacidade de gestão de dados georreferenciados e não possuírem ferramentas necessárias para o mapeamento dos resultados, de modo a que o decisor tenha melhor entendimento destes e, conseqüentemente, melhor controlo do processo de apoio à decisão. Assim, a aplicação de métodos MCDA, por si só, é insuficiente para a resolução adequada de problemas de decisão espacial.

Por sua vez, os SIG são adequados para considerar estas limitações de abordagem da análise MCDA, pois possuem capacidades de armazenamento, gestão, análise, modelação e representação de dados espaciais. No entanto, os SIG, quando aplicados individualmente (ou seja, sem recurso a MCDA) na resolução de problemas espaciais apresentam as várias limitações já referidas.

A integração de SIG e MCDA parece ser a melhor solução para preencher as lacunas individuais de cada um deles no apoio à decisão espacial. A utilização combinada destas duas ferramentas, através da exploração dos pontos fortes das suas capacidades, será mutuamente benéfica para ambas as áreas, bem como para os intervenientes nos processos de tomada de decisão espacial (Parks, 1993). Os argumentos a favor da integração entre SIG e MCDA são, resumidamente, reforçar a evolução dos SIG, melhorar o nível desejado de usabilidade e enriquecer as abordagens na resolução de problemas espaciais multicritério, como sustentado



por vários autores (Carver, 1991; Pereira e Duckstein; 1993; Abel et al., 1994; Jankowski, 1995; Eastman, 1999; Joerin e Musy, 2000; Laaribi, 2000; Chakhar e Martel, 2003; Malczewski, 2004; Wallenius et al., 2008; Chakhar e Mousseau, 2008a; Malczewski, 2010; Lidouh, 2011).

A forma como as componentes SIG e MCDA são integradas pode depender (Ascough et al., 2002):

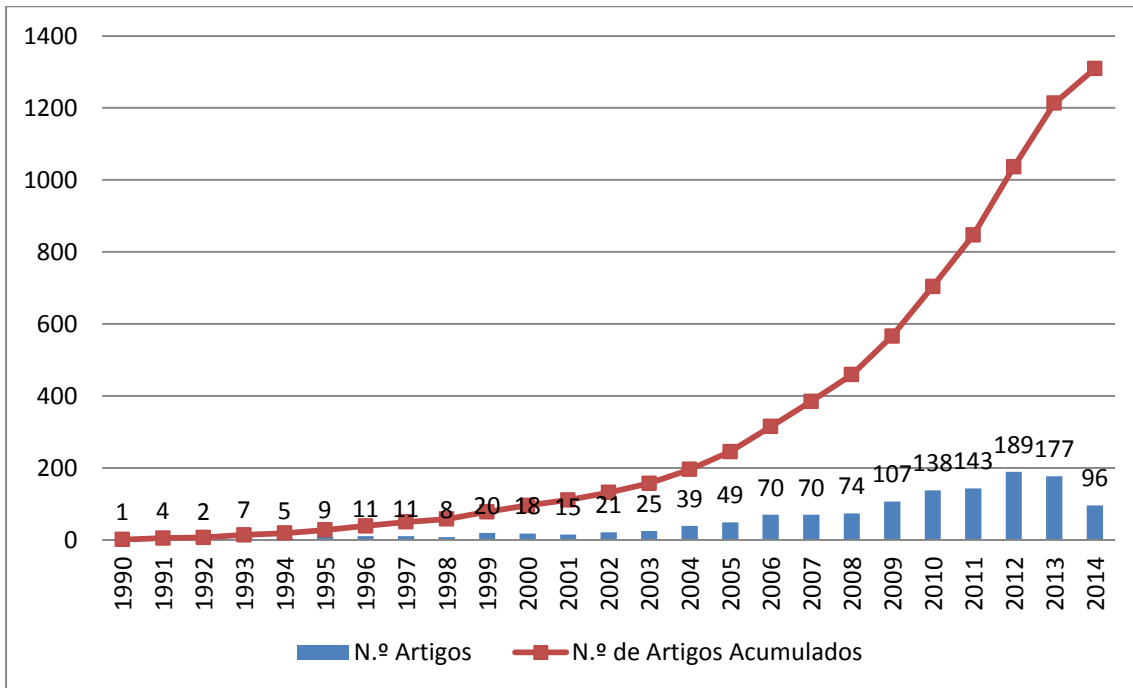
- (i) dos métodos de apoio à decisão a incorporar (por exemplo, multiatributo versus multiobjectivo);
- (ii) da filosofia da tomada de decisão e do número de atores envolvidos (por exemplo, sistema de apoio a um único decisor ou a um grupo – decisão colaborativa);
- (iii) da especificidade do tipo de problemas de decisão espacial em causa (por exemplo, problemas ambientais, problemas de planeamento, de localização, etc.);
- (iv) das estruturas associadas à informação espacial (raster/vetorial).

No que se refere aos métodos de decisão em ambiente espacial, caracterizam-se em dois tipos: SIG-Multiobjectivo (SIG-MODM) versus SIG-Multiatributo (SIG-MADM) (Malczewski, 2006). Esta divisão baseia-se, por um lado, na informação geográfica do problema, sejam, os dados geográficos, a dimensão espacial dos critérios de avaliação e a definição espacial das alternativas de decisão e, por outro lado, nos elementos MCDA, como, a natureza dos critérios de avaliação, o número de indivíduos envolvidos no processo de decisão e a natureza das incertezas.

Malczewski (2006), Greene et al. (2011) e Ferretti (2011b) desenvolveram revisões de literatura completas na área SIG-MCDA. O primeiro autor centrou-se no período entre 1990 e 2004, o segundo entre 1991 e 2009, o último entre 1990 e 2011 (dando maior enfoque ao período entre 2007-2011). Pretendendo dar continuidade a estas revisões e a estendê-las até ao atual ano vamos, neste trabalho, desenvolver uma revisão de literatura na área MCDA-SIG entre o período 1990 e 2014 (mais concretamente de 1 de Janeiro de 1990 a 30 de Junho de 2014), recorrendo ao SCOPUS ([www.scopus.com](http://www.scopus.com)).

Decidimos realizar uma procura booleana semelhante à realizada pelo primeiro autor, definida da seguinte forma: (*“Multicriteria” OR “Multiobjective” OR “Multiattribute”*) and *“GIS”*, onde apenas acrescentamos *“Multi-criteria” OR “Multi-objective” OR “Multi-attribute”* na primeira parte, por se escrever das duas formas distintas. Obtivemos 1309 publicações, representas na Figura 3.4.

É notório o crescimento de produção científica na área SIG-MCDA nos últimos dez anos, com 88% das publicações. No entanto, sobressai a produção existente nestes últimos cinco anos, ou seja, no período entre 2010-2014, com cerca de 57% (743) dos artigos totais publicados desde 1990. Dos artigos obtidos, cerca de 91% foram publicados em revistas (893) e atas de conferências (298).



**Figura 3.4:** Número de artigos SIG-MCDA publicados por ano no período entre 1990 e 2014 (SCOPUS, 2014).

São cada vez mais os jornais a publicar artigos nesta área. Na Tabela 3.1 podemos analisar quais os jornais com maior número de publicações, e podemos comparar este *ranking* com o apresentado nas outras duas revisões de literatura já citadas, percebendo quais as que têm aumentado a produção nesta área e, ainda, os novos jornais que têm publicado este tema. É de referir que os dois principais jornais onde existem mais publicações, que representam 7,2% das publicações totais, coincidem na posição que ocupavam nas revisões anteriores.

Rank	Jornal	N.º artigos	%
1	International Journal of Geographical Information Science	30	4%
2	Landscape and Urban Planning	24	3%
3	Environmental Modelling and Software	21	3%
4	Environmental Earth Sciences	19	3%
5	Journal of Environmental Management	18	2%
6	Environmental Management	16	2%
7	Computers Environment and Urban Systems	15	2%
8-9	Journal of the Indian Society of Remote Sensing	14	2%
8-9	Natural Hazards	14	2%
10	Water Resources Management	12	2%
11-14	Environmental Monitoring and Assessment	11	1%
11-14	Proceedings of SPIE the International Society for Optical Engineering	11	1%
11-14	Transactions in GIS	11	1%
11-14	Applied Geography	11	1%
	Lecture Notes in Computer Science Including Subseries Lecture Notes in		
15-16	Artificial Intelligence and Lecture Notes in Bioinformatics	10	1%
15-16	Arabian Journal of Geosciences	10	1%
17-19	Journal of Geographical Systems	9	1%
17-19	Environmental Geology	9	1%
17-19	Advanced Materials Research	9	1%
20-24	Computers and Electronics in Agriculture	8	1%
20-24	Environment and Planning B Planning and Design	8	1%
20-24	Waste Management	8	1%
20-24	Computers and Geosciences	8	1%
20-24	Land Use Policy	8	1%
	Outros	437	58%
	Total	751	100%

**Tabela 3.1:** Lista dos jornais que publicaram oito ou mais artigos na área SIG-MCDA no período entre 1990 e 2014 (SCOPUS, 2014).

Outro tópico que é interessante realçar são as áreas de aplicação mais ativas no campo SIG-MCDA (Tabela 3.2).

Área	N.º de artigos
Environmental Science	579
Earth and Planetary Sciences	334
Computer Science	264
Social Sciences	257
Engineering	238
Agricultural and Biological Sciences	204
Energy	64
Business, Management and Accounting	54
Decision Sciences	50
Mathematics	42

**Tabela 3.2:** Lista das principais áreas de aplicação no campo SIG-MCDA (SCOPUS, 2014).

Uma vez que a última revisão realizada por Ferretti (2011b) é desenvolvida até meados de 2011, vamos nesta tese dar mais ênfase ao período entre 2011 e 2014. Nos últimos quatro anos (2011-2014) a produção científica nesta área tem sido elevada, originando 605 artigos, ou seja, cerca de 46% das publicações desde 1990.

Vamos proceder à comparação das revisões de Malczewski (2006) e de Ferretti (2011b) com a revisão realizada neste trabalho, quanto ao tipo, à distinção das publicações nos campos MODM e MADM e ainda aos métodos MCDA mais usados:

- Segundo Malczewski (2006), o número de publicações na categoria MADM (cerca de 70%) é superior à MODM (cerca de 30%). Dentro do SIG-MCDA 58,3% dos trabalhos recorrem aos métodos de critério único de síntese (por exemplo, Eastman et al., 1995; Marinoni, 2004) e apenas 4,7% recorrem a métodos de prevalência (por exemplo, Carver, 1991; Can, 1992; Joerin e Musy, 2000). Os métodos de critério único de síntese mais usados no contexto da decisão espacial são: Soma Ponderada (com 39,3% dos trabalhos), Ponto de Referência/Ideal e AHP. Nos métodos de prevalência usa-se sobretudo os métodos ELECTRE e PROMETHEE.
- Segundo Ferretti (2011b), entre 2007 e 2011, as publicações MADM representam 80,6% e as MODM 7,1%. Os métodos MADM mais usados são AHP, seguidamente o WLC e ANP e, por fim, o ELECTRE TRI usado com muita pouca frequência (apenas em três artigos) e o PROMOTHEE (usado apenas em dois artigos).

- Na revisão bibliográfica desenvolvida neste trabalho, entre 2011-2014, verifica-se que cerca de 85% dos artigos são caracterizados como MADM e 13,6% como MODM. Não foi realizada uma análise extensiva dos métodos MADM usados nestes artigos, devido ao elevado número de artigos envolvidos. No entanto, analisamos alguns dos métodos como AHP, WLC, OWA, Ponto de Referência/Ideal e ELECTRE TRI para se perceber a utilização de cada um deles nestes últimos 4 anos. O método AHP é aplicado em 365 artigos (60,3%), o WLC em 32 artigos, o Ponto de Referência/Ideal em 30 artigos, o OWA em 27 artigos, o PROMETHEE em 6 artigos e, por fim, o ELECTRE TRI em 7 artigos (1,2%).

Em qualquer uma das revisões é fácil verificar que na integração SIG-MADM, os métodos de agregação por um único critério de síntese têm recebido mais atenção do que os métodos de prevalência. A principal razão para a popularidade desses métodos deve-se à maior facilidade de aplicação e implementação dentro do ambiente SIG, recorrendo a funcionalidades integradas como a álgebra de mapas e a modelação cartográfica, e, ainda, ao fácil entendimento destes por parte dos decisores e utilizadores dos SIG, embora algumas vezes sejam usados sem plena compreensão dos pressupostos subjacentes à abordagem. Embora sejam os métodos de prevalência, segundo alguns autores (Laaribi et al., 1996; Malczewski, 1999; Joerin e Musy, 2000; Joerin et al., 2001), os mais adequados para problemas de análise do território, a sua menor utilização justifica-se sobretudo pelo maior número de parâmetros envolvidos (associado a uma maior complexidade) e maior dificuldade em explicá-los aos decisores (quando comparados com, por exemplo, uma soma ponderada).

No âmbito SIG-MODM os artigos publicados dividem-se sobretudo em três categorias de acordo com o método MODM usado: programação linear-inteira multiobjectivo, programação por metas e procura heurística ou algoritmos genéticos ou evolucionários.

A integração SIG-MCDA tem sido aplicada em diferentes áreas, tais como: aptidão agrícola (p.e, Marinoni, 2004; Santé-Riveira et al., 2008; Mendas et al., 2012), problemas de transporte (p.e, Jankowski e Richard, 1994), desastres naturais (p.e, Chen et al., 2001), planeamento e gestão territorial (p.e, Joerin e Musy, 2000), localização de instalações indesejáveis (p.e, Ferretti, 2011a; Uyan, 2013; Demesouka et al., 2013, De Feo e De Gisi, 2014), expansão de redes técnicas urbanas (Simão e Coutinho-Rodrigues, 2004), localização unidades industriais (Rikalovic et al., 2014), riscos agro-ambientais em bacias hidrográficas (Macary et al.,

2011), localização de parques eólicos (Oberti e Paoli, 2013; Sánchez-Lozano et al., 2014a), ordenamento do território litoral (Tammi e Kalliola, 2014), localização de centrais de produção de energia fotovoltaica (Sánchez-Lozano et al., 2014b), localização de *data centers* (Covas et al., 2013), risco ecológico (Malekmohammadi e Blouchi, 2014), gestão florestal (Synek e Klimánek, 2014), entre outras.

### **3.5 Processo de apoio à decisão espacial multicritério**

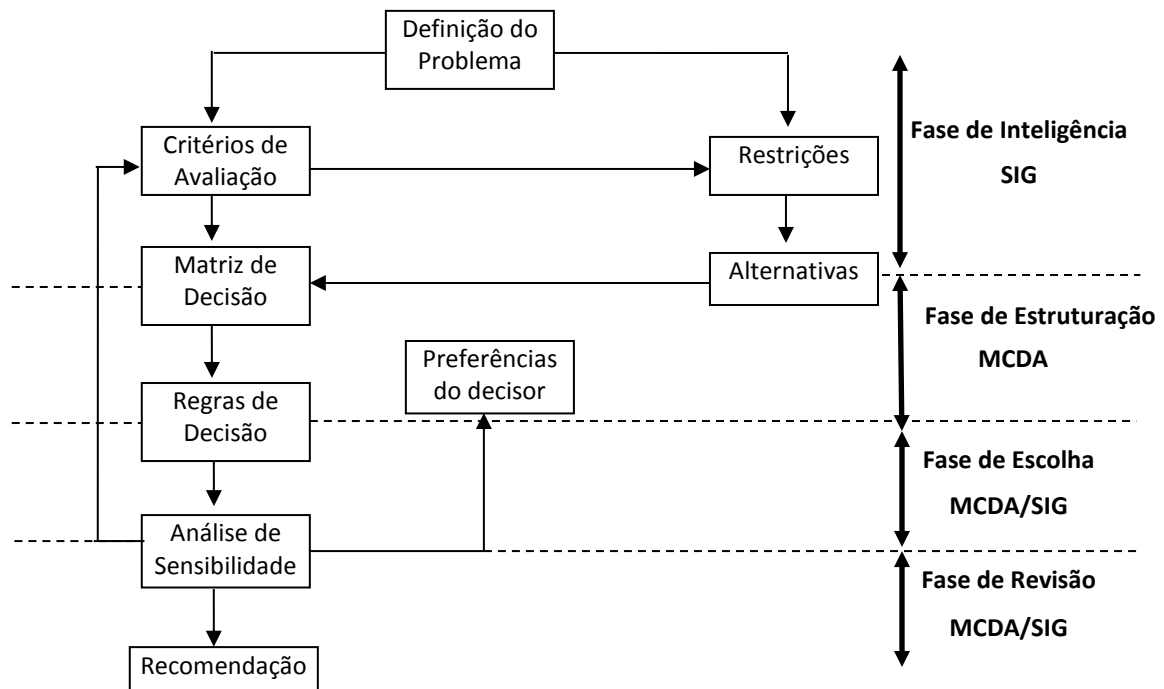
Da integração SIG-MCDA nasce a decisão espacial multicritério, que se refere à aplicação da análise multicritério no contexto espacial onde as alternativas, critérios e outros elementos do problema de decisão têm uma dimensão espacial explícita (Chakhar e Mousseau, 2008a). Tal significa que os resultados da análise não dependem apenas da distribuição geográfica dos atributos, mas também dos juízos de valor envolvidos no processo decisório (Ascough et al., 2002).

A análise de decisão espacial multicritério pode ser pensada como um processo que combina e transforma dados geográficos (entradas), numa decisão resultante (saída). Os procedimentos envolvem a utilização de dados geográficos e preferências dos decisores, e, seguidamente, a manipulação destes dados e preferências de acordo com métodos (regras) específicos de decisão. O que se pretende num processo de análise de decisão espacial multicritério é desenvolver uma plataforma adequada à utilização de métodos multicritério usando as capacidades SIG, seguindo as etapas da análise multicritério, numa perspectiva e abordagem não convencionais, uma vez que agora se assume a heterogeneidade espacial.

Operacionalmente, um sistema de integração SIG-MCDA inicia-se com a identificação do problema, onde as capacidades do SIG são usadas para definir o conjunto de alternativas espaciais e o conjunto de critérios. Em seguida, os procedimentos de análise espacial, como a sobreposição, são usados com o fim de reduzir o grande conjunto inicial de alternativas para um conjunto mais pequeno, em que as alternativas possam ser facilmente avaliadas e comparadas através de um método de apoio a decisão multicritério. No final, voltam-se a usar as capacidades SIG para a representação dos resultados (Chakhar e Martel, 2003).

Os principais elementos e etapas do processo de decisão espacial multicritério estão representados na Figura 3.5, segundo Malczewski (1999), onde o processo de decisão espacial

engloba as quatro clássicas fases distintas, porém, intrinsecamente ligadas entre si: inteligência, estruturação, escolha e revisão, propostas por Simon (1960).



**Figura 3.5:** Processo de decisão espacial multicritério (Malczewski, 1999).

Na fase de inteligência, o problema inicia-se com a definição dos objetivos e da problemática de decisão. Seguidamente, os dados são obtidos, processados e explorados através da consideração das restrições (que reduzirão o número de alternativas) e dos critérios para avaliação, recorrendo a funções SIG. No final desta etapa dois mapas de critérios podem ser considerados: mapa de restrições e mapa de avaliação (ou de fatores) (Eastman et al., 1995). O mapa de restrições exhibe as limitações sobre o valor que os atributos dos critérios (que são entidades geográficas) e as variáveis de decisão podem assumir. Estes mapas mostram o conjunto de alternativas viáveis. O mapa de avaliação representa a distribuição espacial de um atributo e é utilizado para avaliar o desempenho das alternativas em relação ao objetivo associado a este atributo. Os dois tipos de mapas de saída desta fase, constituem os dados de entrada na análise de decisão multicritério, que é a próxima fase.

Na fase de estruturação considera-se a matriz de decisão que contém o desempenho das alternativas relativamente aos critérios. Consideram-se ainda as preferências dos decisores e

aplica-se um método (regra) de apoio à decisão por forma a avaliar as alternativas. Esta fase é essencialmente de cariz MCDA.

Na fase de escolha as alternativas são avaliadas e, com o fim de obter recomendações adequadas, é realizada uma análise de sensibilidade onde os critérios definidos ou as preferências do decisor podem ser analisadas. Nesta etapa serão utilizadas, em simultâneo, capacidades SIG e MCDA. A recomendação deve estar baseada na avaliação das alternativas e na análise de sensibilidade (verificação da robustez da solução obtida ou ajuste do modelo de acordo com as preferências do decisor). Poderá incluir a descrição da melhor alternativa ou de um grupo de alternativas consideradas candidatas à implementação. Técnicas de visualização revestem-se de grande importância na apresentação e comunicação dos resultados para os decisores e grupos de interesse.

Por fim, na fase de revisão, coloca-se em prática a decisão tomada e acompanham-se as suas consequências, com o intuito de detetar a necessidade de correções.

As três primeiras fases da decisão não seguem necessariamente um caminho linear (Malczewski, 1999). Admite-se assim a possibilidade de retornar a etapas anteriores, se tal for necessário.

Da integração SIG-MCDA surgem os Sistemas de Apoio à Decisão Espacial Multicritério (MC-SDSS – *Multicriteria Spatial Decision Support Systems*), que são uma extensão dos SDSS (Densham, 1991, Chakhar e Mousseau, 2008b, Ascough et al., 2002), onde são integradas também capacidades de um DSS. Assim sendo, apresentam a arquitetura base de um SDSS (Figura 3.3), contendo as três componentes referidas, sendo apenas a componente “sistema de gestão baseado em modelos” ajustada ao contexto multicritério, ou seja, a modelos MCDA.

As ferramentas MC-SDSS permitem a existência de um grande conjunto de alternativas possíveis e a avaliação de múltiplos critérios conflitantes e incomensuráveis, oferecendo capacidades únicas para gerir, analisar, elaborar cenários e interagir com o decisor, tornando o processo mais consistente e confiável nos resultados obtidos.

O papel dos MC-SDSS no âmbito da tomada de decisão é ajudar o decisor na atribuição de pesos para os critérios de prioridade, para avaliar as alternativas viáveis e visualizar os resultados da sua escolha (Jankowski, 1995).

Os primeiros MC-SDSS surgiram nos finais dos anos 80 e início dos 90, e as pesquisas iniciais nesta área dedicaram-se à integração física de SIG e MCDA (Malczewski, 1999). O primeiro trabalho que considera alguma integração entre SIG e MCDA surgiu em 1988 (Diamond e Wright,



1988), mas foi o trabalho de Carver (1991) o que teve mais impacto pela implementação, com sucesso, de três métodos MCDA no estudo da aptidão da terra, utilizando a linguagem de programação Fortran 77, integrando-os no software ArcInfo para executá-los no problema em estudo. Mais tarde outros temas foram desenvolvidos, como sistemas de apoio à decisão espacial multicritério colaborativa e participativa, novas formas de integração e ainda uma ampla gama de aplicações práticas (Malczewski, 2006).

Novas tendências como aplicativos Web e software Open Source (livre) SIG e os novos desafios, como decisão espaço-temporal, desenvolvimento de métodos para análise e manipulação de problemas com bases de dados muito extensas, desenvolvimento tecnológico de ferramentas computacionais, inclusão de redes neurais, lógica *fuzzy*, simulação, algoritmos genéticos e análise em tempo real de dados, são enumerados em Malczewski (2004 e 2006) e Ascough et al. (2002).



# Capítulo 4

## SISTEMA DE APOIO À DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO WEB

---

Neste capítulo pretendemos contribuir para a literatura de integração SIG-MCDA através do desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão espacial multicritério. A integração desenvolvida caracteriza-se como completa, sendo integrado um método MCDA num SIG para lidar com problemas espaciais multicritério, fornecendo uma valiosa extensão de funcionalidades ao SIG. A forma de integração do método MCDA no SIG é efetuada recorrendo a um servidor de algoritmos MCDA, através da Internet. O sistema de apoio à decisão espacial multicritério Web desenvolvido é aplicado no problema real de classificação da viabilidade ambiental de estruturas agrícolas descrito no capítulo seguinte.

### 4.1 Introdução

Alguns métodos MCDA começaram a ser implementados em ambiente SIG comerciais ou livres na década de 90. O modo de integração desenvolvido inicialmente caracterizava-se pela existência de duas interfaces distintas, assim como duas bases de dados que se interligam através de um sistema intermédio que reestrutura os dados para leitura na outra interface.

Na última década, os esforços concentram-se no desenvolvimento de formas mais abrangentes de integração das ferramentas SIG e MCDA numa interface comum. Estes esforços foram impulsionados com o desenvolvimento de ferramentas no software SIG, que permitem preparar, compilar e executar macros ou plug-ins, através da programação com recurso a várias linguagens de programação, como o Visual Basic, C, C++, Python, entre outras (Sugumaran e Degroote, 2011). Assim, às funções SIG existentes (análise espacial, análise de redes, etc.) são

acrescentadas novas funções MCDA (desenvolvidas conforme as necessidades dos problemas) que incluem a geração de tabelas de decisão, eliciação de preferências, seleção e aplicação do método MCDA e realização de análises de sensibilidade (Jankowski, 1995), enriquecendo o processo de decisão espacial multicritério.

Neste trabalho, desenvolvemos uma integração completa SIG-MCDA onde, no software SIG ArcGIS, criamos uma interface, através da elaboração e execução de macros escritas na linguagem de programação Visual Basic for Applications (VBA). Essa interface gera a tabela de decisão que contem as alternativas e critérios e os respectivos desempenhos de cada alternativa para cada critério, e permite a aplicação de um método MCDA, onde os utilizadores podem definir os respectivos parâmetros. O utilizador visualiza, nessa interface, os resultados obtidos do método MCDA aplicado e pode desenvolver uma análise de sensibilidade.

A forma de integração SIG-MCDA desenvolvida neste trabalho é inovadora pelo recurso a um servidor de algoritmos MCDA acedido via internet, podendo o utilizador ter acesso a vários métodos sem necessidade de programação dos mesmos.

O acesso a servidores de algoritmos MCDA impede que o utilizador despenda tempo na programação dos métodos, permite que racionalize o investimento em hardware, evitando a aquisição de máquinas de alto desempenho e, ainda, permite que usufrua de uma disponibilidade constante destas ferramentas, com resolução rápida e visualização imediata dos resultados. Os utilizadores podem usufruir, de forma automática, de melhorias no processamento dos algoritmos, correções de erros e desenvolvimento de novas funcionalidades.

Designaremos esta interface desenvolvida como um Sistema de Apoio à Decisão Espacial Multicritério Web (MC-SDSS Web), cuja implementação se desenvolve através do acesso a um servidor de algoritmos MCDA externo via Internet.

Este MC-SDSS Web é capaz de analisar e processar dados espaciais e não espaciais num SIG através de ferramentas MCDA, enriquecendo as capacidades do software SIG, através da disponibilidade de acesso a vários métodos MCDA, constituindo deste modo uma plataforma ideal para especialistas e não-especialistas acederem e beneficiarem desta integração, melhorando o processo de decisão espacial.

## 4.2 Integração SIG- MCDA

### 4.2.1 Modos de integração SIG-MCDA

Existem quatro modos possíveis de integração física de SIG e das ferramentas de análise multicritério (Goodchild et al., 1992; Chakhar e Martel, 2003; Jankowski, 1995; Malczewski, 1999 e 2006; Chakhar e Mousseau, 2008b; Lidouh, 2011):

- (i) sem integração,
- (ii) integração fraca,
- (iii) integração forte,
- (iv) integração completa.

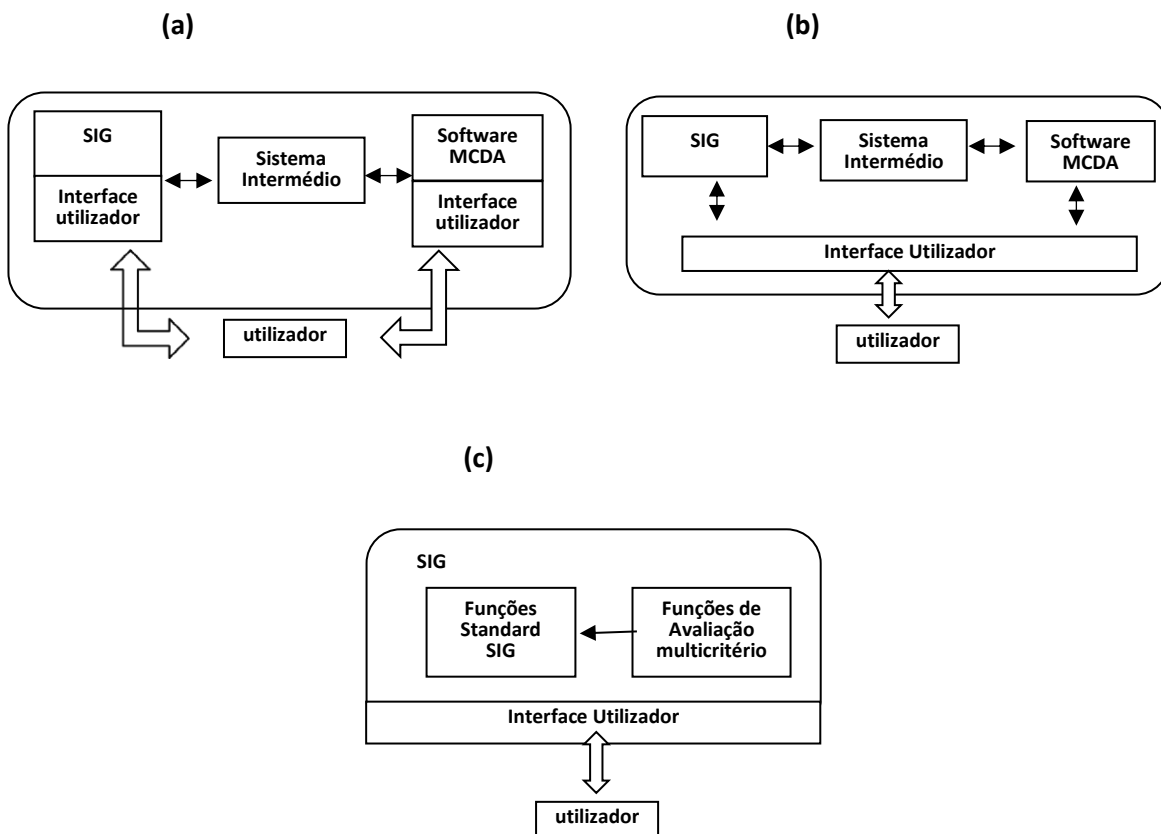
O primeiro modo foi dominante até final dos anos 80, quando os SIG e a análise multicritério eram usados, nos problemas de decisão espacial, de forma independente e separada, sem qualquer interligação entre eles. Os três outros modos, representam níveis crescentes de complexidade e eficiência de integração (ver Figura 4.1).

O modo de integração fraca (ou integração indireta, como designada em Chakhar e Martel, 2003) combina as capacidades SIG e Multicritério através de um mecanismo de intercâmbio de informações (Jankowski, 1995), designado de sistema intermédio. As capacidades SIG e MCDA são usadas separadamente através de duas interfaces associadas a cada um deles. Os SIG são usados como fontes de dados e como meio de exibição dos resultados e o MCDA para aplicação dos métodos de apoio à decisão. São integrados através de um sistema intermediário, que reformula e reestrutura os dados obtidos a partir de um SIG, num formato adequado para dar entrada num software MCDA. Neste caso, a manipulação e troca de arquivos entre MCDA e SIG é manual, e tende a ser complicada e propensa a erros (Eldrandaly et al., 2005). A arquitetura de integração fraca é baseada em três módulos distintos: módulo SIG, módulo MCDA e módulo sistema intermédio, como pode ser visto na Figura 4.1(a).

No modo de integração forte (ou integração incorporada, como designada em Chakhar e Martel, 2003) usa-se apenas uma interface (normalmente o SIG). O SIG e MCDA são independentes um do outro, com as suas próprias bases de dados, sendo o diálogo entre os dois sistemas feito através de um sistema intermediário (Figura 4.1(b)). O método MCDA é adicionado diretamente no software SIG, adicionando assim o acesso de rotinas de análise de MCDA

(Jankowski, 1995). Pelo facto de as bases de dados serem armazenadas de forma independente, ainda não permite que haja uma flexibilidade e interatividade entre SIG e MCDA.

Por fim, o modo de integração completa (ou total) possui uma interface única e uma base de dados única (Figura 4.1(c)). As funcionalidades MCDA são ativadas diretamente a partir do SIG, como se tratasse de uma qualquer função base SIG, facilitando a visualização de mapas de alternativas e seus critérios. A base de dados SIG suporta tanto dados de referência espacial, como de parâmetros necessários para a aplicação de técnicas MCDA (Chakhar e Mousseau, 2008a). Esta abordagem requer um alto nível de conhecimento do SIG utilizado e conhecimentos de programação consideráveis. Os algoritmos MCDA são programados nas linguagens de programação permitidas pelo SIG (por exemplo, Visual Basic, C++, Python, entre outras), através das suas macros ou *scripts* (Anagnostopoulos et al., 2010 e Sugumaran e Degroote, 2011). O interface deste tipo de integração inclui a geração da tabela de decisão, a eliciação de preferências do decisor, a seleção do método de agregação e a análise de sensibilidade (Jankowski, 1995).



**Figura 4.1:** Esquema dos modos de integração SIG e MCDA: **(a)** fraca, **(b)** forte e **(c)** completa, baseado em Chakhar e Mousseau (2008b)

Na revisão bibliográfica de Malczewski (2006) e de Ferretti (2011b) constata-se que os níveis mais elevados de integração possuem poucas aplicações, enquanto os níveis mais baixos prosperam. O facto de a maioria dos trabalhos não usarem integração ou usarem integração fraca, justifica-se pelas seguintes razões:

- a simplicidade destes modos de integração, pois requerem pouco ou nenhum esforço de programação;
- a existência de software comercial para a maioria dos métodos MCDA;
- a integração das duas ferramentas ainda é relativamente recente e, como tal, existem questões concetuais que ainda não estão totalmente definidas;
- a falta de conhecimento completo de ambas as áreas (por exemplo, conhecer as características dos diferentes métodos MCDA e ser capaz de selecionar o(s) que melhor se adapte(m) ao problema e, para além disso, conhecer a forma de representação dos objetos geográficos e a linguagem associada aos objetos de um determinado software SIG) e a falta de intercâmbio entre ambas as áreas;
- a especificidade/particularidade de cada problema de decisão espacial multicritério, que não permite uma réplica uniforme da análise metodológica a utilizar em diferentes casos de estudo;
- a grande variedade de linguagens de programação formal associada aos diferentes softwares SIG, que requerem um considerável investimento por parte do programador/utilizador.

Na integração SIG e MCDA colocam-se várias questões relacionadas com o utilizador final, uma vez que o processo de decisão espacial pode envolver diferentes intervenientes (decisores, analista, especialistas, etc.) como, por exemplo: Para quem são direcionadas as ferramentas? Que conhecimento possui de ambas as áreas? Que tipo de tarefas está associado a cada tipo de interveniente? Como reagem à informação obtida? (Lidouh, 2013).

Resumidamente, as dificuldades existentes na integração SIG-MCDA estão relacionadas com dificuldades técnicas: diversos tipos de formatos de ficheiros, arquiteturas heterogéneas e processos complexos; diferentes semânticas entre SIG e MCDA e, ainda, entre os métodos MCDA e os utilizadores finais destas ferramentas.

Existem vantagens e desvantagens associadas à integração fraca e à integração completa nos problemas de apoio à decisão espacial multicritério (Malczewski, 2006; Chakhar e Mousseau, 2008b; Lidouh, 2013), elencadas a seguir:

*Integração Fraca:*

- integração tecnicamente fraca;
- propensa a erros;
- a interação não é amigável;
- + oferece uma maior liberdade ao utilizador, baseando-se na sua experiência.

*Integração Completa:*

- + melhor comunicação dos dados;
- + aplicação de processos mais fácil;
- + permite interação durante a análise;
- força o utilizador a trabalhar com métodos ou ferramentas pré-definidas.

Baseados nos pontos fortes e fracos relativos a estas duas diferentes abordagens, reforçamos o nosso interesse no desenvolvimento de uma integração completa, sobretudo por ser a menos usada na bibliografia e por possuir mais vantagens no desenvolvimento do processo de decisão, como foi evidenciado.

A única desvantagem na integração completa apontada, por estes autores, relativa à obrigatoriedade de utilização de métodos e ferramentas pré-definidas, pode ser ultrapassada com a possibilidade de integração, no SIG, de vários métodos MCDA, disponíveis num servidor de algoritmos, bastando seguir o protocolo de comunicação, considerando as especificidades de cada método. Na integração desenvolvida, apenas consideramos um único método MCDA (a título de exemplo), direcionado ao caso estudado.

Entre os trabalhos que utilizam algum tipo de integração, destacam-se os de Eastman et al. (1995), Laaribi et al. (1996), Matthews et al. (1999), Joerin et al. (2001), Marinoni (2004), Eldrandaly et al. (2005), Gilliams et al. (2005), Alçada-Almeida (2006), Boroushaki e Malczewski (2008), Vogel (2008), Chen et al. (2009), Anagnostopoulus et al. (2010), Aydin et al. (2010), aplicados em diferentes áreas.

#### **4.2.2 Formas de integração SIG-MCDA**

A ideia concetual de integrar SIG-MCDA baseia-se na utilização das capacidades SIG para criar uma plataforma adequada para o uso de métodos MCDA. A inclusão de ferramentas MCDA no software SIG pode ser realizada de duas formas distintas:

- i. através da programação de raiz do(s) método(s) MCDA no software SIG;
- ii. ou, através do uso do(s) método(s) disponibilizado(s) num servidor de algoritmos MCDA.



Na primeira forma, é garantida uma elevada integração funcional nas aplicações, mas exige um custo temporal na programação de um código que, por vezes, já foi desenvolvido por outros de uma forma eficiente, desperdiçando assim recursos, através de uma replicação de tarefas. Na segunda forma, já não é necessário despender tempo na programação do(s) método(s) MCDA; exige apenas programação para a definição dos parâmetros associados ao método e, ainda, para leitura da entrada (input)/saída (output) de dados, no protocolo exigido pelo servidor de algoritmo.

Ambas as alternativas têm vantagens e desvantagens. Na primeira a vantagem prende-se sobretudo com o total domínio funcional da integração, mas como desvantagem temos essencialmente a quantidade de tempo necessário e a exigência de um grande domínio na programação, quer a nível dos objetos SIG, quer ao nível dos métodos MCDA. Na segunda, perde-se um pouco de domínio de funcionalidade, existe uma certa dependência do utilizador ao servidor, mas ganha-se em tempo, em desempenho e na variedade de métodos disponíveis. Para além disso, os algoritmos dos métodos MCDA disponíveis no servidor podem ser integrados em qualquer ambiente SIG, não estando limitados à linguagem de programação permitida pelo SIG específico, podendo o mesmo algoritmo ser usado por ambientes SIG diferentes e incompatíveis entre si.

Neste trabalho, optou-se pela segunda forma de disponibilizar ferramentas MCDA num SIG, que consideramos que será o futuro na forma de integração destas duas ferramentas. Esta utilização remota de código executável está também em linha com os mais recentes desenvolvimentos na área da informática onde se augura que mesmo os próprios sistemas operativos dos computadores pessoais poderão em breve deixar de ser armazenados localmente, e passarão a ser “carregados”, à medida que necessário, através das cada vez mais rápidas linhas de acesso à Internet. Esta filosofia de gestão da informação digital já é hoje muito comum no aspeto do armazenamento dos nossos dados (os nossos ficheiros estão muito mais seguros e permitem uma muito maior comodidade na utilização, quando armazenados nos diferentes serviços tipo *cloud*, do que quando localizados no nosso disco duro local). Pressupõe-se que passará também a ser progressivamente mais comum na componente do processamento. Esta filosofia implica vantagens tremendas ao nível do espaço ocupado pela informação digital (não redundância), ao nível da segurança dos dados, controlo de acessos, perfis de utilização e direitos de autor, etc.

Nesta abordagem, o servidor age para o exterior como um computador de alto desempenho, através da Internet, disponibilizando métodos MCDA para processamento, a

utilizadores autorizados. Alçada-Almeida (2006) refere algumas das potencialidades e características do servidor de algoritmos:

- elimina redundâncias no desenvolvimento de aplicações e os elevados custos associados, ao centralizar, num único sistema, o desenvolvimento, execução e armazenamento de código;
- assegura alta eficiência no que toca à componente algorítmica e sua implementação, por ser gerida por uma equipa com especialistas em IO, Matemática e Ciências da Computação;
- dissemina automaticamente de forma global as novas funcionalidades e os melhoramentos, sem qualquer ação por parte dos utilizadores finais;
- do lado dos utilizadores, racionaliza os investimentos em hardware, evitando investimentos em máquinas de elevado desempenho para a resolução esporádica de problemas de processamento intensivo e em diferentes softwares MCDA;
- do lado do servidor, permite investir centralmente em processadores de alto rendimento, em função das taxas de utilização dos clientes;
- possibilita uma plena integração funcional nas aplicações clientes, ao incluir protocolos de entrada/saída de dados para todos os algoritmos centrais oferecidos, os quais funcionam como se embebidos no código das aplicações locais.

Existem poucos serviços de algoritmos MCDA, disponíveis via web, contendo diferentes métodos MCDA. O projeto Decision Deck é uma referência nesta área (<http://www.decision-deck.org/project/>). É uma plataforma colaborativa de desenvolvimento de ferramentas de software em código aberto para execução de métodos MCDA para o apoio à decisão multicritério. Um outro servidor *web* de algoritmos MCDA foi desenvolvido pela equipa de pesquisa designada por Kreation Research (<http://kreation.dec.uc.pt/index.html>) associada à Universidade de Coimbra e ao Centro de Investigação INESCC (Instituto de Engenharia de Sistemas e Computadores de Coimbra), onde já foram implementados os seguintes métodos MCDA: AHP, TOPSIS, soma ponderada, vários métodos da família ELECTRE e programação linear inteira-mista. Neste trabalho, teremos como base este último servidor, ao qual nos associamos acrescentando uma nova forma da sua utilização através da sua integração num ambiente SIG. Os utilizadores deste tipo de servidores MCDA são sobretudo investigadores e professores universitários.

O servidor de algoritmos MCDA desenvolvido pela Kreation Research permite dois tipos de interface e interação:

- a) uma interface específica *web* disponibilizada após registo do utilizador, exigindo a escolha do método MCDA, a introdução dos parâmetros associados e, seguidamente, competências na interpretação dos resultados. Tal permite trabalhar com vários algoritmos de forma interativa e *online* na sua *homepage*, sem exigir o conhecimento específico da forma processual de cada algoritmo.
- b) a outra interface tem como objetivo a disponibilização de processamento algorítmico via Internet. Para usar esta funcionalidade, os utilizadores (programadores, analistas ou decisores) necessitam de introduzir os dados de entrada correspondentes aos métodos, definidos de uma forma protocolada e exigida pelo servidor.

Neste trabalho, a interação com o servidor de algoritmos é efetuada usando o segundo tipo de interface, caracterizando-se como uma interface matricial de alto nível, orientado ao objetivo do decisor, disponibilizado na rede mundial de computadores via Internet.

Apesar das inúmeras aplicações de métodos MCDA em SIG apresentadas na literatura consultada (Malczewski, 2006 e Ferretti, 2011b), são poucos os exemplos de integração SIG-MCDA forte como já referenciado e praticamente inexistentes exemplos em que a integração das ferramentas MCDA no SIG seja desenvolvida com recurso a servidor de algoritmos.

#### **4.2.3 Exemplos de integração completa SIG-MCDA**

Nesta secção pretende-se realçar exemplos de integração forte ou completa entre diferentes métodos MCDA e vários ambientes SIG, quer comercial, quer livre. Realçamos sobretudo a integração completa por se tratar do modo menos frequentemente aplicado mas, sobretudo, por ser o modo de integração que se pretende desenvolver neste trabalho. Lidouh (2011) apresenta um levantamento dos métodos MCDA já desenvolvidos em alguns ambientes SIG.

O software comercial SIG IDRISI foi o primeiro a integrar, em 1991, rotinas e metodologias MCDA, mais concretamente, o modelo aditivo e, a determinação de pesos do método de Saaty, como pode ser consultado em Eastman (1993), quer em dados vetoriais, quer em dados *raster*. Outros desenvolvimentos surgiram e a versão atual do IDRISI inclui os métodos

OWA (Ordered Weighted Average) (Eastman, 1997), AHP e MOLA (Multi-Objective Land Allocation) (Eastman et al., 1993).

No software ArcGIS da ESRI (o mais amplamente usado junto dos utilizadores SIG) foram desenvolvidos alguns ArcScripts com métodos MCDA, como: AHP (Marioni, 2004), OWA (Malczewski et al., 2003), SAW (Simple Additive Weighting) e TOPSIS (Kucas, 2010), WLC (Anagnostopoulos et al., 2010), MCE-FLOWA (Extension of the Analytical Hierarchy process using Ordered Weighted Averaging operators with fuzz quantifiers) (Borouhaki e Malczewski, 2007), ELECTRE TRI (Chakhar e Mousseau, 2009; Silva et al., 2014) e ELECTRE TRI-C (Macary et al., 2011).

Mais recentemente, tivemos alguns desenvolvimentos da integração de métodos MCDA em software SIG livre como, por exemplo, Boggia et al. (2011), que implementaram cinco módulos baseados em diferentes métodos MCDA no software SIG GRASS (r.mcda.electre, r.mcda.fuzzy, r.mcda.regime, r.mcda.roughset e r.roughset) e Sobrie et al. (2013), que desenvolveram uma aplicação do método ELECTRE TRI no software SIG QUANTUM.

Outro software que merece referência é o sistema *web* de apoio à decisão espacial multicritério DECERNS (*Decision Evaluation in Complex Risk Network Systems*), que implementa vários métodos MCDA como MAVT, MAUT, AHP, TOPSIS, PROMETHEE, SMAA, entre outros (Sullivan et al., 2009). Inicialmente o SIG e MCDA foram desenvolvidos separadamente como dois subsistemas capazes de interagir entre si. Após introdução de melhorias, tornou-se um sistema de integração completa SIG-MCDA. Realça-se que este SDSS disponibiliza a interação com: apenas ferramentas MCDA, apenas SIG, ou ambas em conjunto (<http://deesoft.ru/lang/en/product-decerns-sdss/>). O tipo de integração desenvolvida nesta aplicação é distinto do desenvolvido neste trabalho, dado que as ferramentas SIG são disponibilizadas num software MCDA. Para além deste exemplo, existe um outro sistema de apoio à decisão, o SABILOC, que integra algumas funcionalidades do ArcGIS e das extensões Spatial Analyst e Network Analyst (Fernandes et al., 2010; Fernandes et al., 2014).

Apresentamos também, de uma forma mais pormenorizada, exemplos de integração completa do método ELECTRE TRI no ambiente SIG, dado tratar-se do método que vai ser implementado neste trabalho. Sobrie (2011) desenvolveu um *plug-in* para implementar o algoritmo ELECTRE TRI, usando linguagem de programação Python, no software SIG QUANTUM. Trata-se de uma integração SIG-MCDA completa (possui uma base de dados única) e a interface permite a interação entre a seleção de alternativas, a determinação dos parâmetros para o ELECTRE TRI e a visualização dos resultados através da geração de um mapa de decisão (Sobrie e

Pirlot, 2012). O *plug-in* gera um mapa de decisão a partir de camadas, no formato vetorial, dos critérios envolvidos na avaliação do problema. Esta aplicação também permite a realização da inferência explícita (parcial ou global) de parâmetros através do modelo Bouyssou-Marchant do ELECTRE TRI. Para executar a inferência dos parâmetros, o *plug-in* interage com o servidor de algoritmos *web* XMCD, o Decision Deck. Embora nesta integração haja uma interação com um servidor de algoritmos MCDA, esta não se processa da mesma forma que a desenvolvida neste trabalho, pois o método ELECTRE TRI é programado de raiz usando linguagem Python e a interação com o servidor de algoritmos só acontece na inferência de parâmetros do método.

Boggia et al. (2011) implementaram um módulo MCDA chamado *r.mcda.electre* no software SIG GRASS, desenvolvido em linguagem C, que se classifica como um modo de integração completa. A interface considera, como *input*, a lista das camadas *raster* que representa os critérios a serem avaliados e o vetor de pesos atribuídos, e considera cada célula *raster* como uma possível alternativa em avaliação, da qual assume o seu valor para cada critério. Como *output*, apresenta dois ficheiros de resultados associados aos métodos ELECTRE: um representa a distribuição espacial do índice de concordância e o outro representa a do índice de discordância. A solução ótima é a que apresenta, simultaneamente, o valor máximo de concordância e o valor mínimo de discordância. Esta interface é só aplicável a dados em formato *raster*, o que é limitante.

Chakhar e Mousseau (2008c, 2009) desenvolveram um protótipo de integração completa do método ELECTRE TRI, desenvolvido no software SIG ArcGIS e programado em VBA. O protótipo permite a criação de mapas de critérios, inferindo parâmetros de preferência para o ELECTRE TRI, atribuindo categorias de unidades espaciais, e gerando alternativas de decisão com base numa subdivisão planar. Nos trabalhos destes autores não é dada ênfase à forma como a integração é desenvolvida, não sendo apresentadas as características e funcionalidades da interface, o que não nos permite ter conhecimento total da aplicação desenvolvida. Apesar de ter sido desenvolvida uma interface para o mesmo método e no mesmo ambiente SIG que pretendemos desenvolver, consideramos que a forma como é realizada é distinta, sobretudo pela não interação com um servidor de algoritmos.

Mendas e Delali (2012) referem a incorporação do método ELECTRE TRI no software ArcGIS para avaliar a adequação de terras para a agricultura, através da programação usando VBA. Neste trabalho estes autores não apresentam a interface desenvolvida, e a programação foi direcionada apenas para o caso de estudo, ou seja, para uma aplicação única, não sendo deste modo comparável com a desenvolvida.

### 4.3 Sistemas de apoio à decisão multicritério espacial Web

A evolução atual da velocidade computacional, do volume de armazenamento, da Internet (na qual, o protocolo WWW - World Wide Web – de partilha de documentos hipermédia, é a face mais visível), do acesso global a software e a ambientes de desenvolvimento integrado, do desenvolvimento de servidores de algoritmos, entre outros aspetos, propiciam o desenvolvimento de SDSS através da utilização de serviços via *web* no apoio à decisão espacial multicritério. Atualmente, a Internet começa a assumir também uma enorme importância nas áreas dos DSS, SDSS e SIG (Alçada-Almeida, 2006).

As mais recentes linhas de orientação no desenvolvimento de aplicações e sistemas operativos apontam para uma progressivamente maior centralização *online* de serviços, assumindo o computador local um papel básico de interface entre os referidos serviços e os seus utilizadores. O SDSS Web típico é um SIG baseado na *web*, onde a informação geográfica é implementada em ambiente Web como, por exemplo, o Google Maps, cujo lançamento em 2005 trouxe inúmeras oportunidades para a obtenção de informação livre e acesso a funcionalidade fáceis de usar na análise de informação geoespacial.

Rinner e Malczewski (2002) referem que a primeira geração SIG-MCDA Web se baseou sobretudo na abordagem da estrutura analítica dessa integração para análise de problemas espaciais e, a segunda geração, após análise das deficiências dessa estrutura, baseou-se na criação de módulos analíticos mais abrangentes e sofisticados de integração SIG-MCDA via *web*.

Ascough et al. (2002) sugerem que o desenvolvimento SIG-MCDA tem de seguir as novas tendências no desenvolvimento tecnológico, em especial, a interação com a *web*. Rinner (2003) apresenta exemplos de aplicações e ferramentas SDSS Web. Boroushaki e Malczewski (2010) referem que ainda atualmente se observam algumas deficiências nesses sistemas, com falhas na consideração da dimensão espacial ou sem mecanismos de apoio à discussão e análise de resultados ou de uma integração completa entre as duas componentes SIG e MCDA.

Nos últimos anos tem-se feito um esforço considerável na investigação da integração SIG e métodos MCDA num contexto *web* (Menegolo e Peckham, 1996; Carver, 1999; Zhu e Dale, 2001; Rinner e Malczewski, 2002; Sikder e Gangopadhyay, 2002; Dragičević, 2004; Hossack et al., 2004; Hall e Leahy, 2006; Karnatak et al., 2007; Rao et al., 2007; Jankowski et al., 2008; Simão et al., 2009, Boroushaki e Malczewski, 2010, Jelokhani-Niaraki e Malczewski, 2012, Silva et al., 2014). Ainda assim, a utilização de aplicações *web*, combinando informação espacial via tecnologia SIG e

ligação a modelos MCDA, está ainda numa fase embrionária, havendo espaço para diferentes abordagens.

Neste capítulo, propomos à comunidade científica e aos utilizadores de ferramentas SIG e MCDA, uma combinação das ferramentas SIG com o servidor de algoritmos de métodos MCDA via Internet, através da criação de um MC-SDSS Web.

A interface do MC-SDSS Web criada designa-se “ELECTRE TRI no ArcGIS”, caracterizando-se como uma integração completa do método de prevalência MCDA, o ELECTRE TRI, no SIG ArcGIS 9.3, criada através da construção de uma macro escrita em VBA. Este MC-SDSS Web possui as seguintes características e capacidades:

- (i) fornece mecanismos para a entrada, manipulação e gestão de dados espaciais e não espaciais;
- (ii) aplica técnicas analíticas de análise espacial e geográfica;
- (iii) aplica um método MCDA;
- (iv) apresenta resultados através de tabelas e mapas, ou seja, quer no formato espacial quer não espacial;
- (v) realiza análises de sensibilidade e robustez das soluções.

A interface do MC-SDSS Web é aplicada e testada num problema real de classificação da viabilidade ambiental das explorações leiteiras da região EDM, que será detalhado no capítulo seguinte.

## 4.4 Interface MC-SDSS Web

### 4.4.1 Arquitetura

A interface do MC-SDSS Web é totalmente integrada no ArcGIS, como se de uma nova função SIG se tratasse, fazendo uso de um servidor de algoritmos para execução do método MCDA, cujo código já está pré-programado e é executado através da Internet. É um exemplo de integração completa (interface e bases de dados comuns), com a particularidade do processamento algorítmico ser deslocalizado para processadores alíngues na *web*.

A estrutura geral da integração SIG-MCDA é baseada na Figura 4.1(c) e nas componentes básicas de um SDSS referidas por Ascough et al. (2002), representadas na Figura 3.3 do capítulo anterior, às quais acrescem outras componentes necessárias ao seu desenvolvimento. A estrutura

da interface MC-SDSS Web desenvolvida é composta por sete componentes principais, como ilustrado na Figura 4.2.

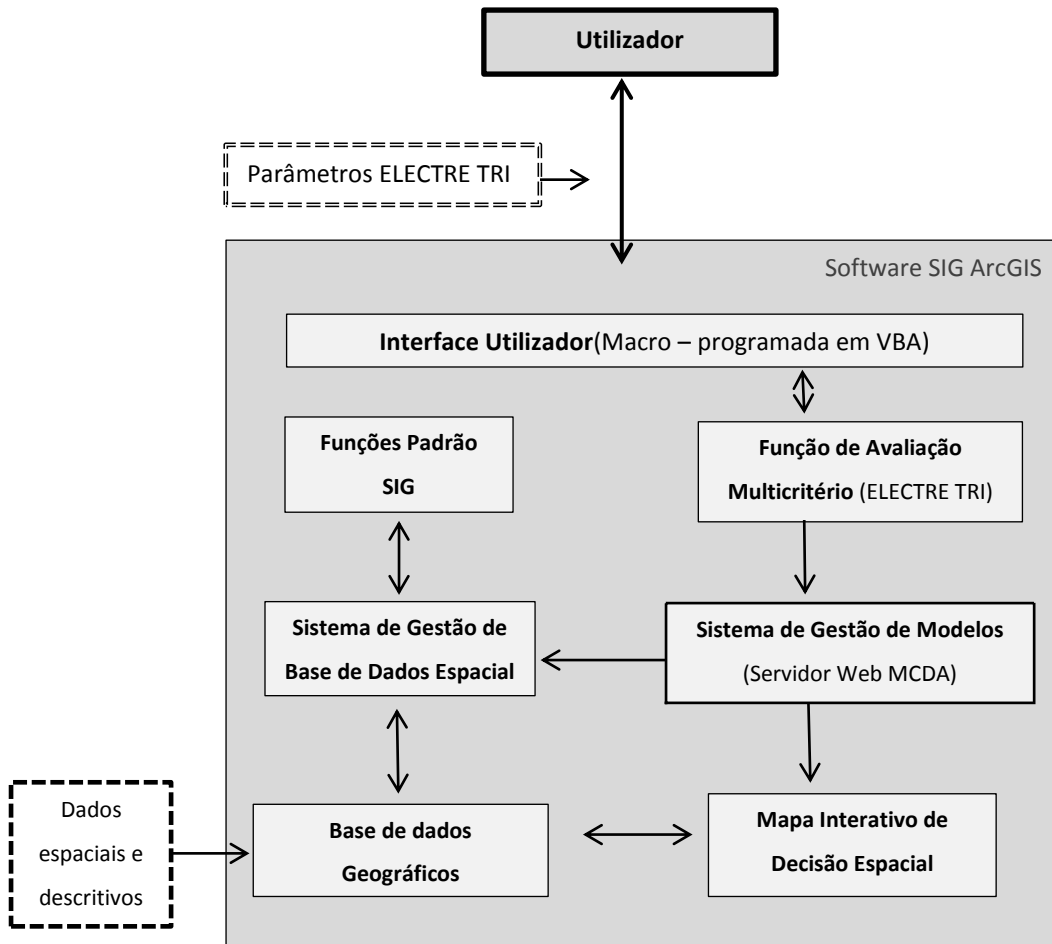


Figura 4.2: Arquitetura do MC-SDSS Web.

- **Interface do Utilizador:** é uma componente de interação, que proporciona um diálogo entre o sistema e o utilizador, quer ao nível da introdução dos parâmetros necessários para a aplicação do método, quer ao nível de visualização de resultados.
- **Funções Padrão SIG** (ou funções de análise básicas SIG): ferramentas de gestão de dados e análise geográfica.
- **Sistema de Gestão de Base de Dados Espacial:** é usado especialmente para gerir e armazenar os dados espaciais.
- **Base de dados Geográficos:** é o repositório para os dados espaciais e descritivos.



- **Funções de avaliação multicritério** (ou modelos MCDA): um componente para aplicação de um determinado método MCDA, com a definição de preferências (pesos e outros parâmetros) relativamente aos critérios.
- **Sistema de Gestão de Modelos**: compila e gere diferentes modelos de MCDA, podendo o utilizador seleccionar o modelo adequado para o problema em estudo.
- **Mapa Interativo de Decisão Espacial**: usa estruturas baseadas em mapas para a visualização de resultados no espaço de decisão e para a análise da alteração destes com a variação de parâmetros.

No MC-SDSS Web os dados espaciais e descritivos são associados aos critérios em estudo no problema e inseridos na Base de Dados Geográficos. Esta informação é agregada à localização geográfica (primitiva geométrica SIG definida por um conjunto de coordenadas) de cada alternativa em análise. A partir deste momento é possível armazenar e gerir dados espaciais através do Sistema de Gestão de Base de Dados Espacial.

O utilizador tem acesso a um conjunto de ferramentas que estão disponíveis no SIG por inerência ao próprio software (funções padrão SIG) que normalmente inclui técnicas e métodos de análise exploratória de dados e geração de mapas.

As funções de avaliação multicritério incluem ferramentas para modelação de preferências, métodos de decisão multicritério para avaliação de um conjunto de alternativas e análise de sensibilidade (Malczewski, 2010). O utilizador introduz os valores dos parâmetros associados ao método MCDA, por meio da interface do utilizador (Macro) e, através da comunicação de dados entre a interface e o servidor de algoritmos, tem acesso direto à resolução de um método MCDA e respetivos resultados.

O servidor de algoritmos (sistema de gestão do modelo) executa o método lendo o canal de entrada num formato exigido pelo protocolo de comunicação, aplicando o método e criando um canal de saída com os resultados, que podem ser apresentados de diferentes maneiras dependendo do método MCDA associado.

Detalhes da arquitetura e aspetos técnicos do MC-SDSS Web desenvolvido serão explicados com maior detalhe a seguir.

### 4.4.2 Descrição

A interface MC-SDSS Web desenvolvida, designado por “ELECTRE TRI no ArcGIS”, é uma ferramenta de apoio à decisão espacial completa, onde o utilizador interage com uma representação muito semelhante às interfaces de diálogo típicas de base de dados, indicando as suas preferências, podendo adicionar, manipular, modificar ou eliminar objetos espaciais, e alterar os critérios (atributos descritivos) e, ainda, analisar o efeito da alteração das preferências e dos parâmetros nos resultados. Esta interface é composta por quatro módulos interligados, que fornecem capacidades funcionais relacionadas entre si, sendo o sistema caracterizado como um ambiente único. Passaremos à descrição sucinta de cada um desses módulos, realçando que a interface está escrita em inglês para permitir a divulgação global.

- I. **Critérios e Informação de Dados:** neste módulo a informação é definida através da seleção da camada (*Layer*) de entrada, os critérios são especificados e uma tabela com base na informação espacial e descritiva é construída, permitindo a visualização dos dados associados ao problema num formato tabular (a matriz de decisão do problema). Na Figura 4.3 é apresentada uma imagem deste módulo, referente à aplicação que será detalhada no capítulo seguinte.

Dairy Farm Code	County	Parish	CAPARM	CABAREA	BALAZOT	PRODCO2	DISTLAGUA	SEPAGPLU	BESTANIM
CCC49	BARCELOS	MACIEIRA DE RATES	0.5	1.547413	-219.68	2400	0	1	16.666667
CCM74	BARCELOS	PALME	0.927644	0.956522	-767.24	645	0	0	0.235294
CCN25	BARCELOS	PALME	0.639967	2.674706	1090.88	900	0	0	3.5
CC73	BARCELOS	MACIEIRA DE RATES	0.2405	2.293436	927.04	2475	0	1	9.84375
BDB54	VILA DO CONDE	BAGUNTE	0.426033	4.316389	605.6	1650	0.333333	1	20.581395
BDB08	VILA DO CONDE	BAGUNTE	1.855808	2.962348	-675.2	1830	0	1	10.714286
BDB39	VILA DO CONDE	BAGUNTE	0.183876	1.50423	-7256.4	3900	1	1	21
BDB26	VILA DO CONDE	BAGUNTE	0.992647	1.704261	1998.04	877.5	0.333333	1	21.428571
BDJ94	VILA DO CONDE	OUTEIRO MAIOR	1.838235	1.834279	-1412.36	2400	0	1	13.513514
BDL07	VILA DO CONDE	OUTEIRO MAIOR	0.766145	1.96284	-6337.2	5475	0	1	17.241379
BDL03	VILA DO CONDE	OUTEIRO MAIOR	0.554511	2.467532	-1298.4	1560	0	1	13.815789
BDJ20	VILA DO CONDE	MACIEIRA DA MAIA	1.213925	2.353221	918.46	390	0	1	9.066667
BDJ43	VILA DO CONDE	MACIEIRA DA MAIA	1.305896	1.752938	2215.48	1350	1	1	8
BDJ26	VILA DO CONDE	MACIEIRA DA MAIA	0.838794	2.37008	-837.72	702	0.666667	0	14.285714
BDJ10	VILA DO CONDE	MACIEIRA DA MAIA	0.378151	4.824976	303.2	487.5	0	1	12.315789
BDJ08	VILA DO CONDE	MACIEIRA DA MAIA	0.92655	1.991171	-180.112	2047.5	0	1	12
BDJ34	VILA DO CONDE	MACIEIRA DA MAIA	1.690861	2.210763	2807.22	1365	0	1	15.789474
BDL53	VILA DO CONDE	RETORTA	1.021123	3.499278	3886.7	1875	0	1	15.789474
BDL61	VILA DO CONDE	RETORTA	0.949074	1.767305	-2867.6	2340	0.25	0.75	13.469388
BG013	MAIA	MOREIRA	1.288937	0.66064	-1620.28	187.5	0	1	16
BG071	MAIA	MOREIRA	0.32175	1.403287	-255.2	525	1	1	13.157895
CCG53	BARCELOS	VILAR DE FIGOS	0.47619	0.795123	657.08	285	0	0.333333	4.727273
CCN63	BARCELOS	PALME	0.44335	0.538033	-918.12	0	0	0	0.5
CCN73	BARCELOS	PALME	1.984127	3.488372	820.16	472.5	0	0	6.923077
AS6P3	BARCELOS	FRAGOSO	1.785714	0.640854	-841.32	330	0	0.5	13.090909
AS4E3	BARCELOS	FRAGOSO	0.816327	0.852353	-1430.64	645	0	1	17.043478
CCM42	BARCELOS	OLIVEIRA	0.257009	0.675761	-2368.68	315	0	0.666667	28.571429
ASY37	BARCELOS	LAMA	0.448179	0.9293	-504.56	396	0	0.5	4.846154
CCM03	BARCELOS	OLIVEIRA	2.337876	0.258503	-5995.36	204	0	1	14.214286
ASY18	BARCELOS	LAMA	0.516917	0.872761	-1046.32	450	0	1	16.5
ASY57	BARCELOS	FRAGOSO	0.707095	2.099183	588.44	1197	0	0.666667	22

Figura 4.3: Primeiro Módulo: Critérios e Informação de Dados

Clicando em “Input Layer” o utilizador consegue aceder aos atributos associados a esse Layer (camada) e poderá seleccionar os critérios (atributos) para a análise do problema. Para cada um deles o utilizador selecciona o sentido de preferências (maximizar/minimizar) em “Objective”. O utilizador obtém também a informação do número de alternativas em estudo.

- II. Parâmetros do ELECTRE TRI:** neste módulo são definidos os parâmetros associados ao método ELECTRE TRI - perfis de referência, limiares de indiferença, de preferência e veto, os coeficientes de importância e o nível de corte - descritos na secção 2.4. do Capítulo 2; para que seja possível a sua aplicação. Após a sua definição um *input* é criado, baseado na sintaxe do protocolo de comunicação do servidor para leitura desta informação no servidor de algoritmos. Após introdução dos parâmetros, o utilizador se desejar pode gravá-los para futuras utilizações (clicando em “Save Parameters”) ou abrir outros que já foram definidos (“Load Parameters”). Na figura 4.4 apresentamos o segundo módulo.

The screenshot shows the 'Parameters of ELECTRE TRI' window. It features a grid of input fields for seven criteria: CAPARM, CABAREA, BALAZOT, PRODCO2, DISTLAGUA, SEPAGPLU, and BESTANIM. The parameters are organized into several sections:

- Profiles:**
  - b2: CAPARM=1, CABAREA=1, BALAZOT=0, PRODCO2=1000, DISTLAGUA=0.25, SEPAGPLU=0.5, BESTANIM=5
  - b1: CAPARM=0.8, CABAREA=1.3, BALAZOT=300, PRODCO2=4000, DISTLAGUA=0.5, SEPAGPLU=0.2, BESTANIM=2.5
- Thresholds:**
  - Indifference: CAPARM=0.1, CABAREA=0.1, BALAZOT=100, PRODCO2=300, DISTLAGUA=0.05, SEPAGPLU=0.10, BESTANIM=1
  - Preference: CAPARM=0.2, CABAREA=0.2, BALAZOT=150, PRODCO2=800, DISTLAGUA=0.1, SEPAGPLU=0.2, BESTANIM=2
  - Veto: CAPARM=0.5, CABAREA=0.5, BALAZOT=500, PRODCO2=6000, DISTLAGUA=0.55, SEPAGPLU=0.45, BESTANIM=3
- Weights:** CAPARM=0.2, CABAREA=0.2, BALAZOT=0.20, PRODCO2=0.05, DISTLAGUA=0.15, SEPAGPLU=0.05, BESTANIM=0.15
- Cutting level:** 0.60

On the right side, there are buttons for 'Load Parameters' and 'Save Parameters'. Below them is a text box for 'Parameters\_expert.txt' and a 'Path' field with a 'Sel.' button, showing the path 'C:\Users\Sandra\Documents'. At the bottom right, there is a 'Create Input File' button and another text box for 'Name of Input File to create' (input: 'input\_electre\_tri\_1.txt') and a 'Path' field with a 'Sel.' button, showing the path 'C:\Users\Sandra\Dropbox\aligo\_server'.

**Figura 4.4:** Segundo módulo: Parâmetros do ELECTRE TRI.

- III. Resultados do ELECTRE TRI:** neste módulo é considerado o *output* (saída), obtido através do servidor de algoritmos e clicando em “Results (Table and Map)”, é

realizada a leitura desse output, sendo as alternativas (explorações leiteiras, no caso estudado) classificadas numa das categorias definidas.

Essa classificação é adicionada à tabela construída na interface, de acordo com os procedimentos pessimista e otimista do ELECTRE TRI e, ainda, à tabela de atributos do Layer selecionado no ArcGIS, para que seja possível o utilizador visualizar os resultados no mapa.

Este módulo possui ainda uma tabela que contém a contagem dos resultados obtidos para cada uma das categorias em ambos os procedimentos considerados. O utilizador pode comparar os resultados obtidos com os dois procedimentos e fazer uma análise geográfica da distribuição dos resultados na região em estudo através da visualização do mapa com os resultados obtidos. A Figura 4.5 mostra o terceiro módulo.

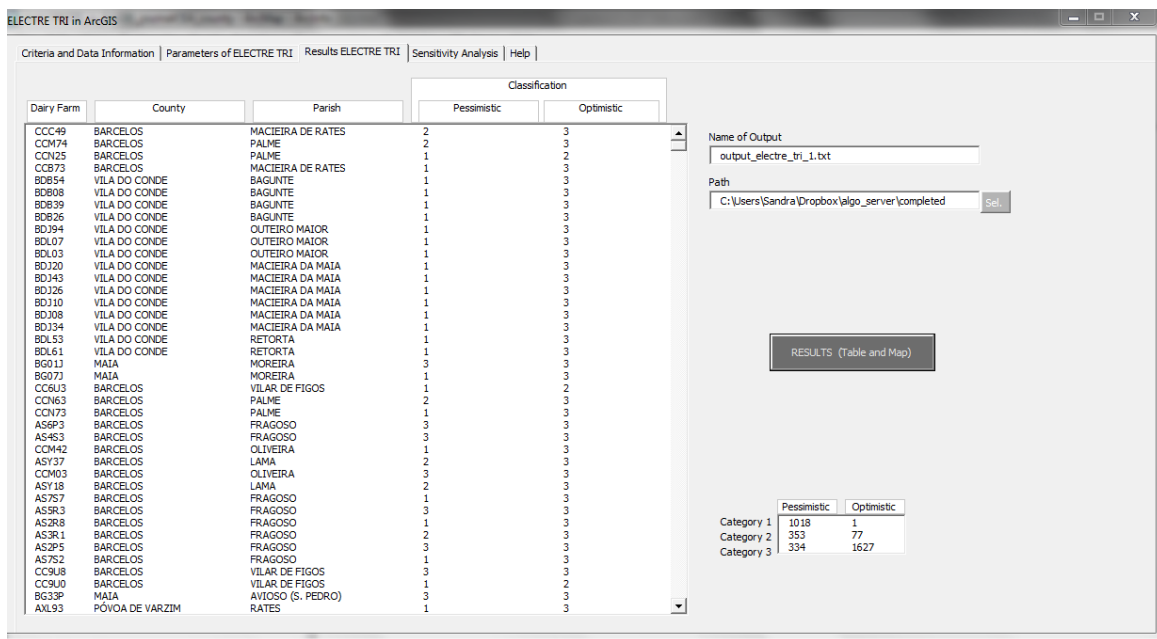
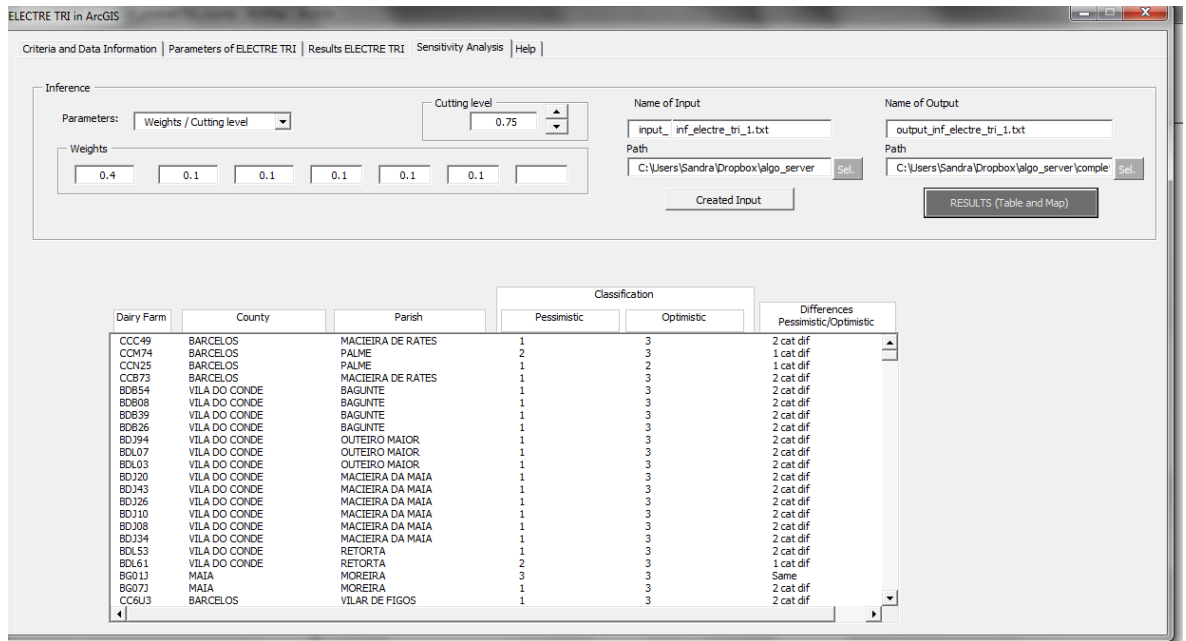


Figura 4.5: Terceiro módulo: Resultados do ELECTRE TRI

**IV. Análise de Sensibilidade:** neste módulo é possibilitada a realização de uma análise de sensibilidade dos resultados obtidos anteriormente. A interface permite a alteração dos coeficientes de importância e/ou do nível de corte, podendo comparar os novos resultados, quer no procedimento pessimista, quer no otimista.

A diferença de classificação entre estas categorias é apresentada na tabela da interface do módulo e é possível obter um mapa de diferenças. Caso o utilizador pretenda alterar mais parâmetros para além destes dois, terá de voltar ao segundo módulo e alterar os parâmetros que pretender. A Figura 4.6 apresenta o quarto módulo.



**Figura 4.6:** Quarto módulo: Análise de Sensibilidade

É ainda, apresentado um módulo de ajuda (Help) que descreve, de forma sucinta, as características do MC-SDSS Web e a sua forma de utilização.

Este MC-SDSS Web possui uma única interface, com uma única fonte de dados compartilhada pelas duas ferramentas SIG-MCDA. A inclusão, alteração ou exclusão de um critério, assim como a modificação do valor dos parâmetros do método, afeta o resultado.

A interface permite sessões dinâmicas e interativas, com troca de informações em tempo real, entre o utilizador e o sistema, o que facilita a comunicação e participação dos atores no processo de decisão espacial.

A interface desenvolvida está disponível mediante solicitação.

## 4.5 Conclusões

As características de natureza espacial e multicritério presentes nos problemas de apoio à decisão espacial levaram-nos a desenvolver um MC-SDSS. Este sistema incorpora o ELECTRE TRI para aplicação no caso em estudo, no ArcGIS versão 9.3, a partir de um servidor de algoritmos de métodos MCDA.

O sistema desenvolvido é de especial importância na medida que integra funcionalidades MCDA num SIG, num ambiente único. Esta integração é possível através das facilidades de programação fornecidas pelo software SIG. A interface desenvolvida “ELECTRE TRI no ArcGIS” foi programada na linguagem VBA em Macros. O método MCDA é aplicado através da interligação da interface com um servidor de algoritmos, via Internet, não sendo programado de raiz.

Consideramos que a integração destas duas ferramentas SIG e MCDA, no futuro, avançará recorrendo a um procedimento semelhante ao desenvolvido neste trabalho, tendo como base servidores de algoritmos MCDA acedidos via Internet. A Internet pode tornar-se um dos instrumentos mais importantes para o processo espacial de apoio à decisão e para o seu desenvolvimento pois, através de um acesso global, rápido e fácil, fornece aos decisores a oportunidade de reunir dados quer de carácter geográfico, quer não geográfico, processá-los com algoritmos disponibilizados remotamente, tornando-se uma plataforma ideal para aumentar o uso e acessibilidade destes dados e a interligação de áreas distintas, como MCDA e SIG.

A interface possui todas as componentes de um sistema totalmente integrado SIG-MCDA e caracteriza-se como uma interface amigável. Permite a configuração, análise e visualização de resultados do método MCDA no mesmo ambiente SIG, permitindo um processo de decisão completo e transparente, exigindo menos esforço técnico por parte dos utilizadores. Com as suas capacidades de visualização gráfica, exibindo resultados no formato tabular e em mapas, o sistema fornece ao utilizador/decisor informação cada vez mais rica e fácil de entender. O sistema permite uma abordagem interativa através de uma análise de sensibilidade por forma a analisar o comportamento dos resultados com alterações de parâmetros associados ao método a aplicar, confirmando, ou não, a robustez dos resultados.

A interface desenvolvida foi aplicada num problema em contexto real, que está relacionado com a viabilidade ambiental das explorações leiteiras da região EDM. Como veremos no capítulo seguinte, a interface permite obter uma classificação da viabilidade ambiental das explorações e permite analisar a distribuição geográfica das classificações atribuídas.

A integração dos dados, modelos e métodos necessários para desenvolver esta análise, mostra que o MC-SDSS Web desenvolvido possui ferramentas valiosas de apoio à decisão. Este MC-SDSS pode ser facilmente adaptado para outras áreas de aplicação, a outros problemas reais e, ainda, a outros servidores de algoritmos, desde que conhecido o protocolo de comunicação.

Esta abordagem apresenta algumas limitações: o sistema de processamento centralizado requer uma ligação à Internet, pelo menos para inicializar o servidor através do envio do input e na obtenção dos resultados através da leitura do output, a interligação com o servidor pode deixar de funcionar se for efetuada alguma mudança no protocolo de comunicação ou pela indisponibilidade de determinado método.

A maior limitação está assim associada à dependência do funcionamento do servidor. No entanto, esta limitação é largamente compensada pelos ganhos no desempenho do computador, pelos custos evitados em tempo na programação de métodos que outros já desenvolveram e otimizaram e, ainda, pelos custos evitados na aquisição de software e/ou hardware com maior desempenho (no caso de algoritmos de processamento intensivo).

No futuro, esta interface pode ainda ser estendida a outros domínios do apoio à decisão multicritério, através de consideração de grupos de decisão e de análise de decisão colaborativa, entre outros. Dada a anunciada incompatibilidade futura do VBA no ArcGIS, o código desenvolvido será migrado para .NET ou reescrito na nova linguagem de programação disponível, o Python, para personalizar e programar no ArcGIS.





# Capítulo 5

## CLASSIFICAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DE ESTRUTURAS AGRÍCOLAS USANDO O MÉTODO ELECTRE TRI

---

Neste capítulo pretendemos contribuir para a literatura da análise da sustentabilidade através do desenvolvimento de uma metodologia que utiliza um método MCDA e SIG. Mais concretamente, pretendemos classificar as explorações leiteiras da região EDM em Portugal, quanto à sua sustentabilidade. Relativamente à metodologia desenvolvida para este caso estudado (real), realçamos as características principais: o envolvimento de especialistas na definição dos critérios e dos parâmetros associados ao método multicritério ELECTRE TRI, a análise da viabilidade ambiental e da viabilidade socioeconómica em separado e sua agregação para obtenção da classificação de sustentabilidade global e, por fim, a consideração de cenários na análise de sensibilidade.

### 5.1 Introdução

A produção agrícola e pecuária nos países desenvolvidos tem vindo a enfrentar uma forte necessidade de se adaptar a realidades que mudam constantemente. Nestes últimos anos as pressões externas, das políticas e mercados agrários, das diretivas de proteção e bem-estar animal e ambiental e da qualidade e segurança alimentar, condicionam a sustentabilidade da atividade e das explorações.

Em Portugal, nos últimos anos, tem-se verificado uma mudança nas estruturas agrícolas, com uma maior concentração e intensificação de atividades produtivas, acompanhada ainda de novas políticas internas e externas, bem como de mudanças vividas nos mercados, nas regras do comércio internacional e nas obrigações ambientais cada vez mais restritivas. Se, por um lado, as políticas agrícolas e ambientais podem representar um desenvolvimento positivo para as

explorações agrícolas mais eficientes e competitivas e para uma utilização mais racional e económica dos recursos, por outro, podem representar o progressivo abandono de muitas atividades rurais e agrícolas, o que traz preocupações e incertezas, especialmente no que diz respeito à preservação do meio ambiente, conservação da biodiversidade ou manutenção da vitalidade de muitas regiões (Santos, 2011).

Este é o enquadramento da agricultura na região EDM, onde algumas explorações intensificaram a produção e cresceram, tornando-se mais competitivas e eficientes, e outras estão em risco de desaparecerem. Nesta região a agricultura caracteriza-se por pequenas explorações do tipo minifúndio, com perda constante de mão-de-obra familiar, envelhecimento da população ativa, escassez de tecnologia e pela dificuldade no cumprimento legal das exigências ambientais, que conduzem muitas vezes à não sustentabilidade da atividade.

Sustentabilidade é um conceito complexo e global que abrange múltiplas dimensões (Šaparauskas e Turskis, 2006). A sua avaliação obriga à implementação de uma atitude concertada nos diferentes pontos de vista, tendo em consideração múltiplos critérios, de forma a captar as vertentes económica, ambiental e social envolvidas. O conceito de sustentabilidade surgiu definido no Relatório Brundtland (ONU, 1987) como “o desenvolvimento que satisfaz as necessidades do presente sem comprometer a capacidade das gerações futuras de satisfazerem suas próprias necessidades”, defendendo que a sustentabilidade é baseada em três pilares distintos: o económico, o ambiental e o social.

Na análise da sustentabilidade os problemas apresentam normalmente as seguintes características: o número de decisores envolvidos é elevado; a possibilidade de obter informações acerca das preferências dos decisores para ponderação dos critérios é limitada; o número de critérios é grande.

A sustentabilidade agrícola, em particular, exige uma clara necessidade de avaliação e ação, de forma a impedir alguns comportamentos e atitudes fortemente comprometedoras, que podem colocar em causa a continuidade de uma atividade. A tomada de decisão na sustentabilidade agrícola requer a integração de abordagens e métodos que permitam considerar a complexidade dos sistemas socioeconómicos e biofísicos, bem como as incertezas e consequências a longo prazo. O MCDA pode ser assim uma mais-valia na análise da sustentabilidade agrícola, em particular, de estruturas agrícolas, como são o caso das explorações leiteiras.

Munda (2005a) refere ainda que a dimensão espacial é um elemento-chave na análise da sustentabilidade. Neste trabalho, a parte espacial é considerada essencial, dado tratar-se de

entidades distribuídas no espaço na região em estudo e por ser importante ter em consideração, por exemplo, a proximidade destas entidades a populações ou a linhas de água, quer por questões ambientais (poluição, etc.) quer por questões de saúde. É importante visualizar e interpretar os resultados obtidos tendo em consideração a distribuição destes na região. Assim, os SIG são uma ferramenta importante nesta análise.

As metodologias MCDA em combinação com os SIG adequam-se a este tipo de estudo, complementando-se. Por um lado, os SIG têm grandes capacidades de armazenamento, gestão, análise e visualização de dados (georreferenciados) necessárias para o processo de tomada de decisão, por outro lado, a área MCDA oferece uma coleção de procedimentos, técnicas e algoritmos para problemas de decisão e, ainda, para estruturação e conceção, avaliação e classificação das alternativas de decisão (Malczewski, 1999).

Na metodologia desenvolvida, começa-se por classificar a viabilidade ambiental e socioeconómica das explorações leiteiras de forma independente, envolvendo especialistas das diferentes vertentes em análise na definição dos critérios e dos parâmetros associados ao método MCDA. Para realizar essa classificação, recorre-se a um método MCDA de prevalência: o ELECTRE TRI (Secção 2.4). Seguidamente, realiza-se uma reclassificação das categorias de viabilidade ambiental e socioeconómica obtidas, por forma a obter uma classificação mais ampla e global das explorações quanto à sustentabilidade, nas seguintes quatro categorias: Fortemente Sustentável, Moderadamente Sustentável, Marginalmente Sustentável e Não Sustentável. Por fim, para analisar a robustez dos resultados obtidos, a classificação da sustentabilidade é ainda complementada por uma análise de sensibilidade desenvolvida com recurso a uma geração e reavaliação de cenários alternativos.

## **5.2 Sustentabilidade agrícola e apoio à decisão multicritério**

A sustentabilidade agrícola não tem um significado único, tendo Hansen (1996) identificado duas interpretações distintas. A primeira concentra-se numa abordagem normativa em resposta às preocupações sobre os impactos negativos da agricultura "convencional"; esta abordagem baseia-se na implementação de uma agricultura "alternativa" (agricultura biológica, agricultura conservadora, etc.), como uma opção ideológica para atingir um conjunto de valores que devem caracterizar este sector. A segunda interpretação segue uma abordagem positiva,

focada sobre a capacidade dos sistemas agrícolas satisfazerem as diferentes exigências ao longo do tempo (Gómez-Limón e Riesco, 2009).

Neste trabalho seguiremos a segunda abordagem, que se aproxima da definição descrita no Relatório de Brundtland já mencionada. Gómez-Limón e Riesco (2009) realçam as dificuldades que esta abordagem apresenta na sua aplicação ao mundo real. Em primeiro lugar, lida com a natureza temporal da sustentabilidade e, em segundo lugar, lida com as dificuldades em identificar as exigências que devem ser atendidas pelo sector agrícola para ser sustentável. Para contornar estas dificuldades, tornou-se consensual considerar que a sustentabilidade incorpora três dimensões principais: ambiental, económica e social (Yunlong e Smit, 1994).

A forma como se consideram estas dimensões na avaliação de sustentabilidade varia entre autores. Para alguns autores, um sistema agrícola é sustentável quando os “*trade-offs*” entre os objetivos considerados pela avaliação dos seus desempenhos atinjam valores sustentáveis para a sociedade como um todo (Hediger, 1999; Stoorvogel et al., 2004; Becker, 1997). Esta abordagem da sustentabilidade agrícola torna possível o uso de métodos de agregação para abarcar as três dimensões referidas, através da condensação do conjunto de critérios ou indicadores multidimensionais num indicador simples ou composto. Esta aproximação tem sido usada por vários autores como Stockle et al. (1994), Andreoli e Tellarini (2000), Rigby et al. (2001), van Calker et al. (2005), Sydorovych e Wossink (2008) e Dillon et al. (2010). Lebacqz et al. (2013) fizeram uma revisão das tipologias dos indicadores de sustentabilidade das explorações pecuárias.

A quantificação da sustentabilidade agrícola através de um conjunto de indicadores agregados é de difícil interpretação e frequentemente criticada, sobretudo no que respeita à (Munda, 2005a; Gómez-Limón e Riesco, 2009):

- a) subjetividade deste tipo de métodos (a escolha de formas funcionais para a agregação e ponderação dos indicadores individuais);
- b) agregação de diferentes dimensões ou atributos da sustentabilidade, apesar de serem incomensuráveis;
- c) compensação entre critérios que está subjacente a este tipo de métodos aquando da agregação.

Assim, tendo em consideração as características que se desejam presentes neste tipo de avaliação, consideramos que a escolha de métodos de agregação por um único critério de síntese não seria a mais adequada. Por exemplo, a exigência de não-compensação parece-nos essencial

de forma a evitar que um mau desempenho num critério seja compensado com um bom desempenho noutro critério, o que exclui alguns métodos classificados nesta categoria, como o MAUT, MAVT ou o AHP.

Na avaliação da sustentabilidade das explorações leiteiras considerámos mais adequado recorrer a um método multicritério baseado no conceito de prevalência. Os métodos de prevalência fornecem uma classificação (parcial) das alternativas; não um valor numérico absoluto. Embora a abordagem de prevalência seja menos familiar para os tomadores de decisão (em comparação com uma soma ponderada, por exemplo) e exija mais parâmetros de configuração, esta apresenta as seguintes vantagens:

- não é compensatória - o que significa que a obtenção de um bom resultado num critério pode não compensar um mau resultado noutro critério, sendo assim compatível com os requisitos exigidos pelo próprio conceito de sustentabilidade.
- introduz a relação de incomparabilidade - útil para explicar as situações em que o decisor não é capaz de comparar duas ações, o que pode acontecer na análise de sustentabilidade. Por exemplo, uma exploração pode ter vantagens económicas e, simultaneamente, graves impactos ambientais, enquanto uma outra pode apresentar características opostas configurando, para o decisor, duas situações incomparáveis. Ao contrário de outros métodos multicritério, os de prevalência permitem modelar a relação de incomparabilidade de modo a que a análise seja mais realista.
- as unidades de valor dos critérios envolvidos podem ser consideradas diretamente sem necessidade de conversão - o que é importante quando estes provêm de diversos domínios, com diferentes escalas de medida. Tal acontece na classificação da sustentabilidade (económica, social e ambiental), onde existe uma grande variabilidade no tipo de informação, tanto qualitativa como quantitativa e objetiva ou subjetiva.

Sendo a proposta deste trabalho classificar as explorações leiteiras quanto à sustentabilidade (problemática de classificação), consideramos o método de prevalência ELECTRE TRI um método adequado.

Na análise da sustentabilidade em estudo, o objetivo não é comparar as explorações leiteiras entre si (além disso, com o elevado número de explorações - 1705 - não seria adequado), mas classificá-las em categorias de sustentabilidade previamente definidas a partir do mérito

intrínseco de cada alternativa. As diversas alternativas são classificadas por meio da comparação de cada com uma referência padrão (ações de referência). As ações de referência são ações reais (por exemplo, normas jurídicas) ou fictícias, definidas para delimitar as diversas categorias. O ELECTRE TRI permite ao decisor lidar com as incertezas no desempenho das alternativas que normalmente surgem em tais problemas, lidar com a forte heterogeneidade da natureza dos critérios e com o facto de pequenas diferenças de avaliação não serem individualmente significativas podendo, no entanto, a acumulação de várias destas diferenças já o ser.

O recurso a métodos multicritério para avaliar e determinar a sustentabilidade agrícola, mais concretamente das explorações pecuárias, é ainda escasso.

Gómez-Limón e Riesco (2009) realizam uma análise comparativa de métodos alternativos na construção de indicadores compostos para medir a sustentabilidade global do sector agrícola. Os métodos usados na agregação foram: a análise de componentes principais, o método AHP e Ponto Ideal.

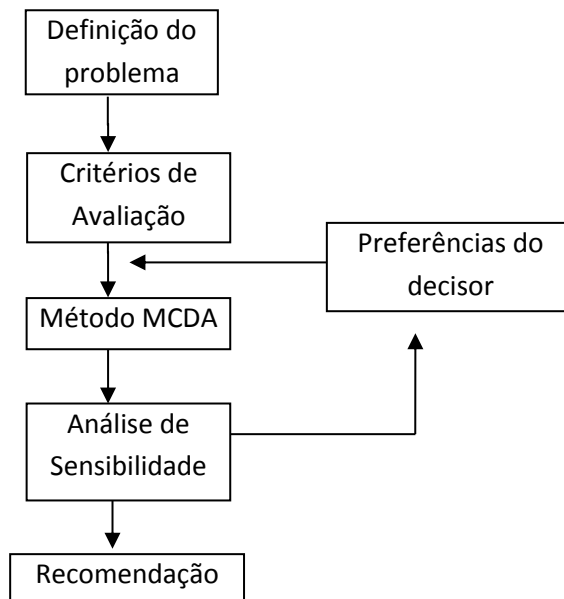
Dantsis et al. (2010) recorrem ao MAVT para avaliar e comparar o nível de sustentabilidade das explorações agrícolas em duas regiões gregas, agregando vinte e um indicadores ambientais, sociais e económicos num único.

van Calker et al. (2006) aplicam o método MAUT construindo funções de utilidade económica, social e ecológica para avaliação da sustentabilidade de explorações leiteiras holandesas. Estes autores centraram-se sobretudo na definição de atributos para análise da sustentabilidade, envolvendo especialistas e decisores, que foram divididos em quatro classes: ecológica (eutrofização, poluição das águas subterrâneas, desidratação do solo, acidificação e biodiversidade), social externa (segurança alimentar, saúde e bem-estar animal, qualidade da paisagem e criação de gado), social interna (condições de trabalho) e económica (rentabilidade).

Santos (2011) apresenta aspetos históricos da produção de leite em Portugal, as principais características da agricultura do noroeste português e define um conjunto de indicadores (variáveis) para análise da sustentabilidade das explorações nesta região para construção de um indicador composto. Na ponderação dos indicadores, ou seja, do peso relativo a atribuir a cada uma deles, aplicou o método AHP, envolvendo sete especialistas.

### 5.3 Processo de apoio à decisão multicritério

Neste trabalho, a abordagem metodológica para a classificação da sustentabilidade das explorações leiteiras segue as etapas descritas na Figura 5.1, baseadas no processo de apoio à decisão apresentado por Belton e Stewart (2002).



**Figura 5.1:** Processo de apoio à decisão.

A primeira etapa inicia-se com a definição do problema: os atores envolvidos, as principais preocupações, objetivos, alternativas, incertezas e contexto. Sendo o objetivo deste trabalho classificar as explorações leiteiras da região EDM quanto à sustentabilidade, consideramos essencial apresentar uma caracterização destas explorações relativa ao seu número, localização e características ambientais e socioeconómicas, para melhor enquadramento do problema em questão – Secção A.1 do Apêndice A. Esta caracterização tem como base uma análise estatística do inquérito desenvolvido ao conjunto das explorações leiteiras (com orientações técnicas, económicas e ambientais), aquando a realização do Plano de Ordenamento da Bacia Leiteira Primária de Entre Douro e Minho (POBLPEDM, 2007), com a finalidade de construir uma base de dados relativa ao sistema de exploração, ao sistema de produção leiteira e ao produtor e agregado familiar de cada unidade produtiva. Trata-se da base de dados mais recente e completa sobre esta atividade nesta região.

Na segunda etapa definem-se os critérios de avaliação. No caso estudado, estes foram definidos por três especialistas das áreas ambiental, agro-económica e zootécnica. Na sua definição, os especialistas consideraram a informação disponível no inquérito, legislação nacional e europeia, e ainda as boas práticas agrícolas.

Na terceira etapa, recorre-se a um método MCDA, mais concretamente a um método de prevalência - o ELECTRE TRI - pelas razões já referidas. Na pesquisa bibliográfica não foi encontrado nenhum trabalho com a aplicação deste método na avaliação da sustentabilidade agrícola. O método ELECTRE TRI é aplicado duas vezes, de forma distinta, para se obter uma análise mais pormenorizada da viabilidade ambiental e socioeconómica, considerando critérios e parâmetros distintos para cada avaliação.

Os dados de entrada (preferências/parâmetros) exigidos pelo método ELECTRE TRI são obtidos através dos especialistas, com base no seu conhecimento e experiência. No entanto, há a possibilidade de existirem algumas incertezas associadas às preferências e, como tal, é permitida a realização de uma análise de sensibilidade (quarta etapa), sendo possível verificar assim a robustez dos resultados. Salienta-se a relevância atribuída à análise de sensibilidade neste trabalho e a forma como esta é desenvolvida, com a consideração e análise de cenários alternativos (contemplando as incertezas já referidas verificadas nos valores de alguns parâmetros).

Por fim, na última etapa, realiza-se uma recomendação que, neste caso, se define mais concretamente como uma análise dos resultados.

#### **5.4 Definição dos Critérios**

Muitos autores têm-se dedicado à análise dos critérios (variáveis) que explicam os processos de transformação das estruturas de produção agrícola. Embora as suas conclusões não sejam necessariamente coincidentes, geralmente apontam três aspetos que, unanimemente, são considerados fatores influentes nos possíveis caminhos de ajuste estrutural (expansão, abandono ou início da atividade agrícola): o produtor (ou agricultor) e sua família, a rentabilidade da exploração e a adequação às exigências ambientais (Santos, 2011).

Começando pelo agricultor, Ondersteijn et al. (2003) aponta em primeiro lugar as suas capacidades de gestão, dizendo que estas dependem de um conjunto de características pessoais, tais como as suas influências, motivações, competências ou fatores biográficos, idade, o tempo de



dedicação de trabalho na sua própria exploração (avaliando a situação de profissionalização da atividade) e, ainda, a valorização profissional do produtor (indica o seu interesse na atualização e aquisição de novos conhecimentos para aplicação na sua exploração). É o produtor que toma decisões de fundo, como sejam as referentes ao sistema de produção e aos investimentos. A caracterização do titular da exploração, assim como do seu agregado familiar, assumem um papel importante na gestão, percurso e projeto da exploração.

A importância da família está relacionada com a tradição familiar na atividade, considerando-se a envolvimento dos elementos da família e consequente existência de sucessores. Ochoa et al. (2007) discute a importância da sucessão entre gerações para a manutenção da atividade agrícola. Uma exploração mantida por uma família sem nenhuma expectativa de sucessão não estará tão predisposta ao investimento, modernização e inovação quanto outra com sucessores (Santos, 2011). Assim, um dos aspetos que pode contribuir para a manutenção de uma exploração agrícola é a existência de um ou mais sucessores (nomeadamente filhos) que evidenciem interesse e dedicação na atividade agrícola.

Outro fator essencial é a rentabilidade das explorações; são necessários níveis de produção cada vez mais elevados para permitir a geração de rendimentos suficientes para que as explorações se mantenham ativas. Assim, as explorações de pequena dimensão têm mais dificuldades e daí, muitas vezes, verificar-se tanto uma intensificação na produção para alcançar uma maior produtividade, como o aumento da dimensão da exploração. O rendimento do produtor obtido fora das respetivas explorações indicia dependência e, consequente, a necessidade de continuidade da atividade.

Tratando-se de uma atividade particularmente exigente em termos de investimento em infraestruturas como, instalações, máquinas e efetivo, o peso deste pode constituir uma barreira à manutenção da exploração e à motivação para novos investimentos. Assim, é importante perceber qual a perspetiva futura que o produtor tem da continuidade da sua atividade.

Outro fator importante é o cumprimento, por parte das explorações, das exigências legais, quer ambientais, quer alimentares, ou quer relativas à proteção dos solos e água que, caso não sejam atendidas, levantam problemas ambientais, sociais e económicos. Estes problemas geralmente resultam ou de deficientes conceções das explorações do ponto de vista ambiental, ou de escassas capacidades de recursos, ou ainda da utilização inadequada de métodos e equipamentos no espalhamento dos efluentes no solo, podendo levar a uma contaminação de culturas agrícolas e cursos de água, produção de odores desagradáveis, entre outros efeitos. Esta problemática é notória na Região EDM, onde pode estar comprometida a viabilidade de algumas

das explorações por não cumprirem o novo enquadramento legal relativo às exigências ambientais definidas na legislação Portuguesa e Europeia.

Os consumidores e a sociedade em geral têm obrigado à aplicação de novas atitudes no que se refere às questões de produção agrícola e da pecuária leiteira em particular, como o bem-estar animal, o impacte ambiental ou a rastreabilidade e segurança dos produtos alimentares. A esta atividade estão associados custos significativos como a contribuição para o efeito de estufa, que tem de ser mitigado, por exemplo, através do comércio de emissões ou impostos sobre o carbono.

Três especialistas das áreas Ambiental, Zootécnica e Agro-Económica foram envolvidos na definição e avaliação do desempenho dos critérios, tendo como base de dados a informação obtida no inquérito desenvolvido aquando da realização do POBLPEDM (2007) e as seguintes preocupações:

- existência de novas regras para o licenciamento da atividade bovina (Decreto-Lei 202/2005 de 24 de Novembro – que foi constantemente alterado pela sua dificuldade de aplicação, sendo o último Decreto-Lei o 81/2013) que legisla sobre a gestão dos diferentes efluentes pecuários de forma a regulamentar o Regime do Exercício da Atividade;
- o Plano de Gestão de Efluentes Pecuários (Portaria n.º 631/2009);
- presença da Zona Vulnerável e do problema associado ao excesso de nitratos e fósforo no solo e nos aquíferos, bem como a necessidade de valorização agrícola de efluentes (Código de Boas Práticas Agrícolas, Manual de Fertilização das Culturas e Lei da Água);
- viabilidade das explorações leiteiras na perspetiva social e económica relativamente às novas políticas nacionais e europeias.

Os critérios foram divididos em duas vertentes: ambiental e socioeconómica. Como se espera, a natureza destes é fortemente heterogénea, com diferentes escalas e unidades. Existem critérios quantitativos e qualitativos, sendo estes últimos reclassificados numa escala ordinal.

#### **5.4.1 Critérios Ambientais**

Na dimensão da viabilidade ambiental consideraram-se sete critérios definidos, por um lado, de acordo com as exigências legais explícitas na legislação referida e, por outro lado, tendo em conta as sugestões de boas práticas a implementar, que se referem à ecocondicionalidade, ou

seja, ao cumprimento de normas de carácter ambiental como seja saúde e bem estar-animal, manutenção das terras em boas condições agrícolas e ambientais, e respeito das normas em matéria de saúde pública e poluição. Na definição dos critérios ambientais estiveram envolvidos, de forma mais intensa, os especialistas das áreas Ambiental e Zootécnica.

Considerando-se as exigências ambientais, definiram-se os seguintes critérios: a capacidade de armazenamento efetivo do chorume, a área agrícola disponível para aplicação do chorume no solo, a capacidade de absorção de azoto contido no chorume pelos solos e o distanciamento das estruturas de armazenamento de efluentes às linhas de água. No contexto da ecocondicionalidade, consideraram-se os seguintes critérios: o bem-estar animal, a existência de recolha individualizada de águas pluviais e a produção de gases com efeito de estufa. Estes estão sintetizados na Tabela 5.1.

<b>Tipo</b>	<b>Nome</b>	<b>ID</b>	<b>Especificação</b>	<b>Objetivo</b>
<b>Ambiental</b>	CAPARM	CA1	Capacidade de Armazenamento por cabeça normal <sup>10</sup>	Maximizar
	CABAREA	CA2	Número de cabeças normal por área de aplicação de chorume no solo	Minimizar
	BALAZOT	CA3	Balanço entre o azoto produzido e a capacidade de incorporação no solo	Minimizar
	PRODCO2	CA4	Produção de gases de efeito estufa	Minimizar
	DISTLAGUA	CA5	Índice de estruturas de armazenamento próximas das linhas de água	Minimizar
	SEPAGPLU	CA6	Índice de recolha individualizada de águas pluviais	Maximizar
	BESTANIM	CA7	Bem-estar animal	Maximizar

**Tabela 5.1:** Critérios Ambientais e seus objetivos.

<sup>10</sup> Cabeça Normal é uma unidade padrão de equivalência usada para comparar e agregar números de animais de diferentes espécies ou categorias, tendo em consideração a espécie animal, a idade, o peso vivo e a vocação produtiva, relativamente às necessidades alimentares e à produção de efluentes pecuários (Decreto-Lei 214/2008).

Nos parágrafos seguintes detalham-se alguns aspetos referentes a cada um dos critérios elegidos:

**CA1. Capacidade de Armazenamento por cabeça normal (CAPARM)**

O critério CAPARM ( $m^3/CN$ ) é obtido através da capacidade de armazenamento de efluentes ( $m^3$ ) e do número de cabeças normais (CN). Entende-se por capacidade de armazenamento de efluentes o somatório da capacidade de contenção dos efluentes, designadamente fossas, nitreiras, valas de condução dos efluentes dos estábulos até ao sistema geral de armazenamento, lagoas impermeabilizadas e outros reservatórios previstos para o efeito.

De acordo com Decreto-Lei 202/2005 de 24 de Novembro as explorações de bovinos necessitam de uma capacidade mínima total de armazenamento de efluentes correspondente a:

- $7m^3$  por CN, para explorações dotadas apenas de armazenagem (este valor tem por base o facto de o produtor não poder esvaziar a fossa durante 4 meses);
- $6m^3$  por CN, para explorações com sistema de separação (sejam mecânicos, físicos ou químicos) da fração sólida e líquida.

Tem de se assegurar a capacidade mínima de armazenamento para que a exploração seja sustentável. Este critério foi calculado da seguinte forma, sendo o objetivo maximizar o valor obtido:

$$CAPARM = \begin{cases} \frac{\left(\frac{\text{Capacidade Armazenamento } (m^3)}{N.^{\circ} \text{ Cabeça normal}(CN)}\right)}{7 \left(\frac{m^3}{CN}\right)}, & \text{se não existir sistema de separação} \\ \frac{\left(\frac{\text{Capacidade Armazenamento } (m^3)}{N.^{\circ} \text{ Cabeça normal}(CN)}\right)}{6 \left(\frac{m^3}{CN}\right)}, & \text{se existir sistema de separação} \end{cases}$$

**CA2. Número de cabeças normal por área de aplicação de chorume no solo (CABAREA)**

Este atributo advém do interesse na análise do cumprimento ou não de cada exploração quanto à quantidade limite de aplicação de efluentes no solo, determinada através do rácio entre o número de cabeças (CN) e a Superfície Agrícola Utilizável (SAU).

No Plano de Gestão de Efluentes encontramos como limites máximos de encabeçamentos (partindo da hipótese de que todo chorume produzido é incorporado no solo da própria exploração), 4,1 CN/SAU para o caso de uma só cultura/ano e 5,6 CN/SAU para o caso de duas culturas/ano. A Zona Vulnerável (ZV) tem um enquadramento diferente e o valor a aplicar nesta área é de 2,8 CN/SAU (POBLPEDM, 2007). Analisando-se a informação sobre o número de culturas, verifica-se que o número de explorações com uma só cultura é insignificante. Assim, consideraram-se que os valores adequados à realidade da bacia são: 2,8 CN/SAU na ZV e 5,6 CN/SAU na restante área.

Assim sendo, o critério CABAREA é calculado da seguinte forma, pretendendo-se minimizar o valor obtido:

$$CABAREA = \begin{cases} \frac{CN}{Area\ SAU\ (ha)} / 2,8 & \text{nas zonas vulneráveis} \\ \frac{CN}{Area\ SAU\ (ha)} / 5,6 & \text{nas zonas não vulneráveis} \end{cases}$$

### **CA3. Balanço entre o azoto produzido e a capacidade de incorporação de azoto no solo (BALAZOT)**

Assegurando a qualidade da produção, e salvaguardando o ambiente, os produtores devem fazer fertilizações racionais e utilizar os recursos endógenos da exploração, nomeadamente, chorumes<sup>11</sup> e estrume<sup>12</sup> (que neste trabalho designaremos de efluentes), contribuindo para a diminuição do consumo de fatores de produção externos e, conseqüente, melhorando o rendimento das explorações, com evidentes benefícios ambientais e sociais. Este tipo de prática permite assegurar às culturas o fornecimento dos principais nutrientes, nomeadamente do azoto, mas a sua incorporação deve ser feita em quantidades adequadas em função das necessidades de cada uma das culturas, devendo obedecer a um plano de fertilização que abranja as quantidades, as épocas, as culturas e as técnicas de aplicação. Apesar da sua importância, a aplicação de fertilizantes orgânicos em quantidades excessivas, ou em locais ou épocas não adequados, implicará um aumento da poluição das águas e solos.

---

<sup>11</sup> «Chorume» a mistura de fezes e urinas dos animais, bem como de águas de lavagem ou outras, contendo por vezes desperdícios da alimentação animal ou de camas e as escorrências provenientes das nitreiras e silos (Portaria n.º 631/2009 de 9 de Junho).

<sup>12</sup> «Estrume» a mistura de fezes e urinas dos animais com materiais de origem vegetal como palhas e matos, com maior ou menor grau de decomposição, incluindo a fração sólida do chorume, assegurando que não tem escorrência líquida aquando da sua aplicação (Portaria n.º 631/2009 de 9 de Junho).

Há assim uma necessidade de fazer o balanço entre o azoto produzido e o que é possível incorporar no solo.

No cálculo do critério BALAZOT começa-se por determinar o Azoto total produzido (em Kg/ano) de acordo com o tipo de bovino (ou CN) - valores definidos pela DRAEDM (Direção Regional de Agricultura de Entre Douro e Minho), apresentados na Tabela 5.2.

$Azoto\ Total\ Produzido\ (Kg/Ano) = N1 * 53,2 + N2 * 44,8 + N3 * 16,8 + N4 * 14$ , sendo  $N_i$  o número de animais de cada tipo de bovino ( $i=1,2,3,4$ ).

Designação	Tipo de bovino	Quantidade de azoto (kg/ano)
1	≥24 meses – vacas leiteiras	53,2
2	≥24 meses – outros bovinos	44,8
3	≥ 6 meses e < 24 meses – bovinos	16,8
4	< 6 meses – bovinos	14,0

**Tabela 5.2:** Quantidade de azoto produzida de acordo com o tipo de bovino.

De seguida determina-se a capacidade de incorporação de azoto na área forrageira (em Kg/ano) considerando a área forrageira (ha) associada a cada tipo de cultura: outono-inverno, primavera-verão ou ambas, e a quantidade máxima de azoto (Kg/ha por ano) que é possível aplicar no solo para cada cultura (Tabela 5.3).

Designação	Tipo de Cultura	Quantidade máxima de azoto (kg/ha.ano)
1	Outono – Inverno	170
2	Primavera – Verão	250
3	Outono – Inverno e Primavera – Verão	340

**Tabela 5.3:** Quantidade máxima de azoto a aplicar na área forrageira de acordo com o tipo de cultura.

$Capacidade\ de\ Incorporação\ de\ Azoto\ (Kg/Ano) = A1 * 170 + A2 * 250 + A3 * 340$ , sendo  $A_j$  a área forrageira de cada tipo de cultura ( $j=1,2,3$ ).

O BALAZOT diz respeito apenas à área forrageira, não considerando outras áreas de SAU, tendo como objetivo minimizar o valor obtido da seguinte diferença:

$$\text{BALAZOT} = \text{Azoto Total Produzido (Kg/Ano)} \\ - \text{Capacidade de Incorporação de Azoto (Kg/Ano)}$$

#### **CA4. Produção de Gases de Efeito Estufa (PRODCO2)**

A inclusão deste critério justifica-se não só pela crescente importância da produção de gases com efeito de estufa na sobrevivência de qualquer unidade produtiva - devido às leis cada vez mais complexas e a rígidas regras ambientais - mas também, e acima de tudo, pela cota de responsabilidade acrescida da produção de gado (principalmente leiteiro) no total das emissões globais de gases com efeito de estufa (Santos, 2011).

Em DairyCo (2014) a pegada de carbono nas explorações leiteiras é expressa em termos de dióxido de carbono equivalente ( $\text{CO}_2\text{e}$ ) por litro de leite produzido. Após um estudo realizado ao longo de três anos em explorações do Reino Unido, é determinado o valor de pegada média de 1,232 kg  $\text{CO}_2\text{e}$  por kg de leite. Este valor varia entre países e sistemas agrícolas. Segundo Santos (2011), para sistemas produtivos do tipo intensivo, como é o praticado na região em estudo, cada kg de leite produzido contribui para uma libertação de gases com efeito de estufa correspondente (ou equivalente) a aproximadamente 1,5 kg de  $\text{CO}_2\text{e}$  (baseando-se em Johnson et al., 2002 e Rotz, 2009).

O critério PRODCO2 foi obtido através dos dados recolhidos pelo inquérito referentes à produção leiteira de cada exploração e o seu valor é expresso em Kg de gases com efeito de estufa equivalentes a  $\text{CO}_2$ , cujo objetivo é minimizar:

$$\text{PRODCO2} = \text{Produção Leite Diária (kg)} * 1,5 \left( \frac{\text{kgCO}_2}{\text{kg leite}} \right)$$

Em estudos desenvolvidos sobre as emissões de gases com efeito de estufa em explorações leiteiras, como em Sevenster e Jong (2008) e Flysjö (2012), baseiam-se na abordagem de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) aplicável ao setor lácteo, de forma a analisar os impactes ambientais deste produto, desde a sua extração passando pela sua fabricação, distribuição e utilização. Neste estudo tal não foi possível desenvolver pela escassez de dados/informação do inquérito quanto a estas questões. No entanto, os especialistas concluíram que seria fundamental considerar este aspeto na avaliação da viabilidade ambiental neste estudo.

**CA5. Índice de estruturas de armazenamento próximas das linhas de água (DISTLAGUA)**

Para além de problemas ambientais no solo decorrentes da elevada concentração espacial das explorações, do volume de efluentes gerados e errada aplicação, o excesso de azoto também provoca problemas de impacto na água, relacionados com a sua poluição, prejudicando a sua qualidade para consumo e provocando o desequilíbrio de todo o tipo de cursos de água pelo aumento do teor de nitratos.

O critério DISTLAGUA foi obtido através do quociente entre o número de armazenamentos cuja distância aos pontos de linhas de água é inferior a 25 metros e o número de armazenamentos existentes. No Decreto-Lei 202/2005 de 24 de Novembro é exigido que “as estruturas de armazenamento não possam ser implantadas a menos de 10 metros contados das margens das linhas de água e 25m contados dos locais onde são efetuadas captações de água”. As respostas aos inquéritos foram aglomeradas nas seguintes classes: “<25 metros”, “25 a 50 metros”, “50 a 100 metros” e “> 100 metros” e, como tal, não há informação específica para a análise da distância inferior a 10 metros. Assim, decidiu-se analisar este atributo para a distância inferior a 25m, com o objetivo de garantir que o número de estruturas de armazenamento nestas condições seja o menor possível.

$$DISTLAGUA = \frac{N.^{\circ} \text{ de Armazenamentos a menos de 25m das Linhas de Água}}{N.^{\circ} \text{ Total de Armazenamentos}}$$

**CA6. Índice de Recolha individualizada de águas pluviais (SEPAGPLU)**

A gestão e tratamento de efluentes na exploração podem ser melhorados através de fossas protegidas da entrada de águas pluviais. A instalação de sistemas de recolha de águas pluviais e de drenagem nas edificações aumenta a eficácia da capacidade de armazenagem, a produção de fertilizante de melhor qualidade, a reutilização das águas para usos na exploração e, em simultâneo, a redução dos encargos com água.

O critério SEPAGPLU foi obtido através do quociente entre o número de estruturas de armazenamentos com separação das águas pluviais e o número de armazenamentos. O Decreto-Lei 202/2005 de 24 de Novembro afirma que “as instalações pecuárias devem ser dotadas de um sistema de drenagem próprio das águas pluviais que permita, na medida do possível, a sua separação dos efluentes pecuários”. Como tal, tem-se como objetivo a maximização do número de estruturas que contemplam este tipo de separação.



$$SEPAGPLU = \frac{N.º \text{ de Armazenamentos com Separação de Águas Pluviais}}{N.º \text{ Total de Armazenamentos}}$$

#### **CA7. Bem-Estar Animal (BESTANIM)**

Hoje em dia, a criação de animais já não é vista pelos consumidores simplesmente como uma forma de produção de alimentos. Em vez disso, são considerados relevantes outros objetivos fundamentais como: a segurança e a qualidade dos alimentos, a proteção do ambiente, a sustentabilidade e a garantia de que os animais são tratados adequadamente. Com a consideração destes aspetos pretende-se valorizar a proteção e o bem-estar dos animais, uma vez que deles também dependem direta e indiretamente a segurança e a qualidade dos alimentos e a qualidade ambiental.

O critério BESTANIM (m<sup>2</sup>/animal) resulta do quociente entre a área coberta (estábulo) e o número de vacas leiteiras existentes na exploração, pretendendo-se que seja um indicador de avaliação do bem-estar animal. Se houver uma demasiada concentração de animais numa determinada área, o seu bem-estar está em causa e a produção de leite pode mesmo ser inferior. Pretendemos assim maximizar o seguinte:

$$BESTANIM = \frac{\text{Área coberta do Estábulo (m}^2\text{)}}{N.º \text{ de Vacas Leiteiras}}$$

É importante referir que a área do estábulo considerada está definida como área coberta no inquérito e, como tal, estão incluídos os corredores de passagem e silo (alimentação) que variam de exploração para exploração, o que significa que a área introduzida não é necessariamente a de utilização e usufruto animal. Assim, apesar de poder existir um ligeiro enviesamento nas conclusões obtidas, optou-se pela consideração deste atributo por ser uma mais-valia na avaliação do indicador de saúde animal.

#### **5.4.2 Critérios Socioeconómicos**

Existem aspetos sociais e económicos do ponto de vista da caracterização do produtor e seu agregado familiar, assim como a profissionalização da atividade, rendimento, sucessores, estratégia de investimentos, etc., que comumente são aceites como os aspetos que mais podem contribuir para a manutenção ou não da atividade, ou seja, sua viabilidade. Assim, para além dos critérios ambientais anteriormente já considerados, vamos ainda considerar os sete

critérios socioeconómicos apresentados na Tabela 5.4. Na definição dos critérios socioeconómicos esteve envolvido o especialista da área Agro-Económica.

<b>Tipo</b>	<b>Nome</b>	<b>ID</b>	<b>Especificação</b>	<b>Objetivo</b>
<b>Socioeconómico</b>	IDADPRO	CSE1	Idade do produtor	Minimizar
	DEDPROF	CSE2	Dedicação profissional	Maximizar
	VALPROF	CSE3	Valorização profissional	Maximizar
	SUCES	CSE4	Sucessores	Maximizar
	RENDEXT	CSE5	Rendimento externo à exploração	Minimizar
	ESTINV	CSE6	Estratégias de investimento	Maximizar
	PERPFUT	CSE7	Perspetivas futuras	Maximizar

**Tabela 5.4:** Critérios Socioeconómicos e seus objetivos

A seguir procederemos à apresentação das características dos critérios Socioeconómicos elegidos:

**CSE1. Idade do Produtor (IDADPRO)**

O critério IDADPRO foi obtido diretamente do inquérito POBLEDM e representa a idade em anos do produtor, no momento da realização do inquérito. Pretendemos minimizar este atributo uma vez que, quanto mais envelhecido o produtor, menor a probabilidade da sua continuação na atividade.

**CSE2. Dedicção Profissional (DEDPROF)**

O critério DEDPROF representa o tempo de dedicação à atividade leiteira, entendido como o tempo utilizado pelo produtor na exploração agrícola, em relação ao tempo total utilizado em todas as atividades do produtor; foi obtido diretamente através do inquérito.

Seus valores são os seguintes:

- 1- Não trabalha na exploração (dedicação: 0%);
- 2- Tempo parcial <25%;
- 3- Tempo parcial entre 25% e 49%;
- 4- Tempo parcial 50% a 74%;
- 5- Tempo parcial entre 75% e 99%;

6- Tempo completo (100%).

Neste atributo, quanto maior o valor melhor no que se refere à continuidade/viabilidade da atividade. Cerca de 7% dos inquiridos não respondeu a esta questão; para lidar com esta informação incompleta na aplicação do método MCDA, na classificação deste critério, atribuímos o valor mais baixo, numa perspetiva pessimista, dado que o objetivo é maximizar.

**CSE3. Valorização Profissional (VALPROF)**

O critério VALPROF representa a valorização profissional do produtor e foi obtido através do número de cursos realizados por este.

Através dos dados obtidos do inquérito POBLEDM também temos informação sobre qual(is) o(s) curso(s) realizado(s) pelos agricultores: Curso Empresário Agrícola, Curso Operadores Máquinas Agrícolas, Curso Agrícola, Curso Não Agrícola e Curso Gestão Pecuária. Contudo, definiu-se que seria mais importante a consideração do número de cursos pois, no caso do produtor ter vários cursos, significa que este tem investido na sua formação constante, dando um sinal positivo sobre a sustentabilidade da exploração.

**CSE4. Sucessores (SUCES)**

O critério SUCES representa a possível existência de sucessores na exploração através do número de filhos e a percentagem de tempo de dedicação destes na exploração. Procedeu-se ao cruzamento desta informação, reclassificando os resultados obtidos em 6 classes:

- 0- Não tem filhos;
- 1- Nenhum filho trabalha na exploração;
- 2- Todos os filhos trabalham menos de 50%;
- 3- Pelo menos um filho trabalha entre 50% e 99%;
- 4- Pelo menos um filho trabalha a 100%;
- 5- Mais do que um filho trabalha a 100%.

Considerou-se que quanto maior o número de filhos com percentagem alta de dedicação à atividade, maior a possibilidade de existência de sucessores na continuidade da atividade, pretendendo-se assim maximizar este critério.

**CSE5. *Rendimento Externo à Exploração (RENDEXT)***

O critério RENDEXT representa o peso relativo ao rendimento externo (oriundo de atividades diferentes da produção leiteira) dos vários elementos que compõem o agregado familiar. Os seus valores são os seguintes, obtidos diretamente do inquérito:

- 1- rendimento externo igual a 0% (ou seja, todos os rendimentos provêm da produção leiteira);
- 2- rendimento externo  $>0$  e  $<25\%$ ;
- 3- rendimento externo  $\geq 25\%$  e  $<50\%$ ;
- 4- rendimento externo  $\geq 50\%$  e  $<75\%$ ;
- 5- rendimento externo  $\geq 75\%$  e  $<100\%$
- 6- rendimento externo igual a 100%;

A inclusão deste critério justifica-se por se considerar que quanto maior for a dependência das famílias agrícolas a rendimentos externos, menos importante será para elas manter a atividade leiteira. Nesta questão obteve-se cerca de 3% de não resposta; sendo o objetivo a minimizar, nestes casos atribuímos o valor mais alto (desfavorável) na aplicação do método.

**CSE6. *Estratégias de Investimento (ESTINV)***

O critério ESTINV representa a estratégia de investimento na atividade e exploração, e foi obtido através do inquérito mediante uma reclassificação. Neste atributo, mais do que saber no que estão a considerar investir (instalações, equipamentos, animais, quotas ou outras, como foi considerado no inquérito), procura-se saber se pretendem investir ou não, agregando-se todos os investimentos possíveis. Considerou-se:

- 0 – sem investimento;
- 1 – com investimento.

Tal informação indica-nos se pretendem ou não permanecer na atividade, pelo menos, a curto ou médio prazo.

### **CSE7. Perspetivas Futuras (PERPFUT)**

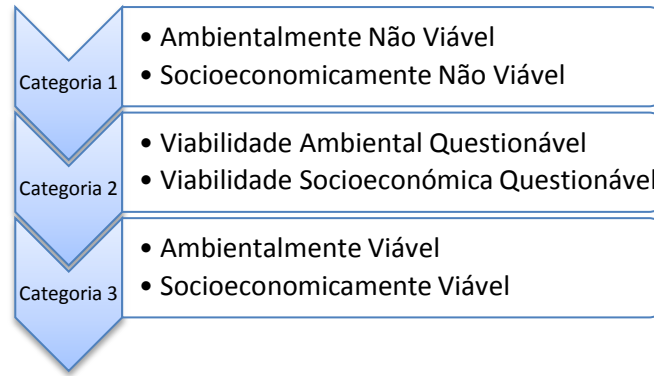
O critério PERPFUT representa a perspetiva futura do produtor quanto ao crescimento e continuidade da atividade. Foi obtido através do inquérito pela reclassificação seguinte (que pretendemos maximizar):

- 1- Fechar;
- 2- Diminuir;
- 3- Deslocalizar;
- 4- Estabilizar;
- 5- Aumentar.

Há outros dados económicos importantes na avaliação das explorações, tais como a receita líquida (ou lucro) gerado pela unidade de gestão e de trabalho ou o capital de dívida, mas que não foram possíveis de considerar dada a não existência de informação no inquérito suficiente para o seu cálculo. É uma limitação deste estudo, mas os critérios utilizados, quer económicos quer ambientais, foram considerados aceitáveis para a aplicação da metodologia desenvolvida na classificação das explorações leiteiras quanto à sustentabilidade.

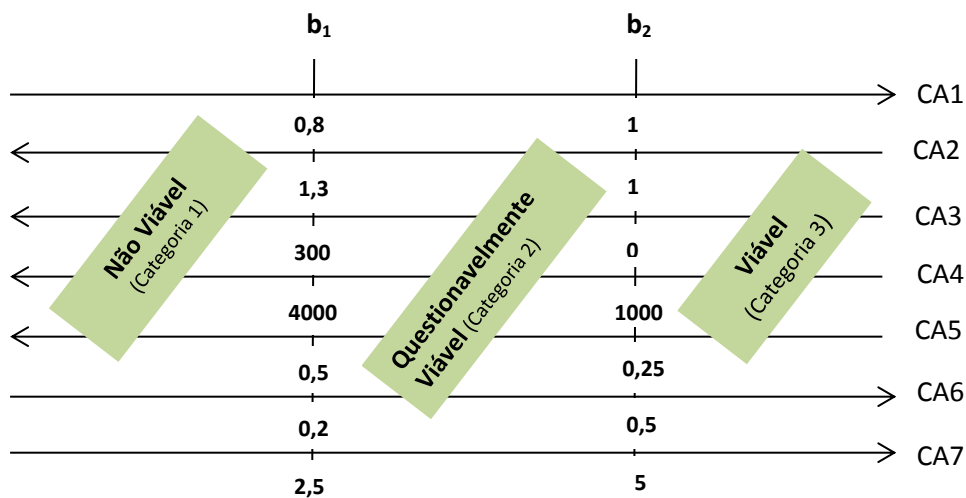
## **5.5 Aplicação do método ELECTRE TRI**

O método ELECTRE TRI atribui um conjunto de alternativas a um grupo de categorias pré-definidas, considerando múltiplos critérios aos quais se associam diferentes coeficientes de importância (pesos). Neste trabalho, o conjunto de alternativas são as explorações leiteiras, e as categorias predefinidas consistem em três níveis de viabilidade: *Não viável* (Categoria 1), *Viabilidade Questionável* (Categoria 2) e *Viável* (Categoria 3). Como a viabilidade ambiental e socioeconómica são analisadas separadamente, as categorias consideradas para cada tipo de análise são mais especificamente as indicadas na Figura 5.2. Na aplicação do método, recorreremos ao procedimento de afetação pessimista.

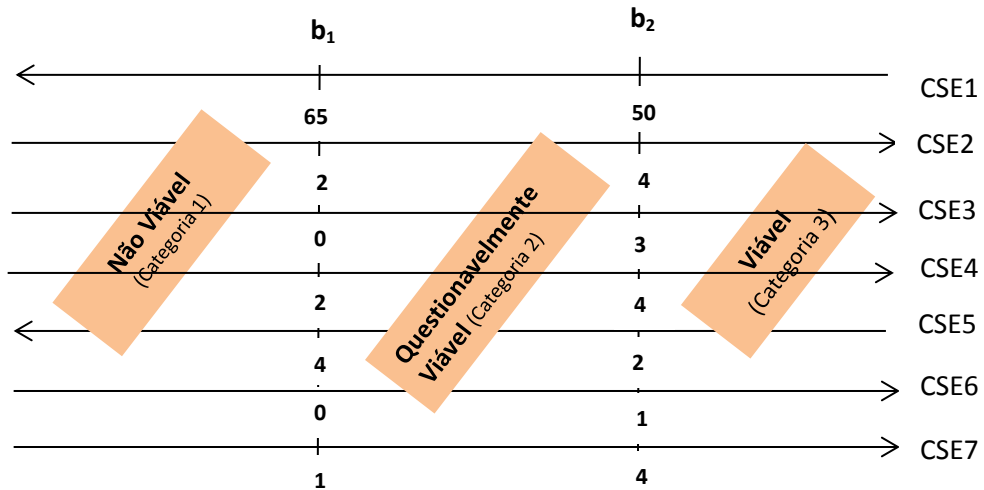


**Figura 5.2:** Apresentação das categorias no estudo da viabilidade ambiental e socioeconómica das explorações.

Como já foi descrito na Secção 2.4, o método ELECTRE TRI baseia-se na classificação de uma alternativa numa categoria, dado o seu desempenho nos critérios estabelecidos e tendo por base os perfis de referência das categorias. Na classificação das explorações leiteiras em que aspetos sociais, económicos e ambientais são considerados, muitas vezes é importante o uso de padrões conhecidos (perfis de referência definidos na legislação) para delimitar as várias categorias. Definimos dois perfis de referência  $b_1$  e  $b_2$ , onde  $b_2$  indica o desempenho mínimo que uma exploração deve apresentar para estar na categoria 3 e  $b_1$  o desempenho mínima para estar na categoria 2, ou seja,  $b_1$  é o limite superior da categoria 1 e inferior da 2 e  $b_2$  é o limite inferior da categoria 3 e o superior da categoria 2. Os perfis de referência ambientais (Figura 5.3) e socioeconómicos (Figura 5.4) foram definidos pelos especialistas, através da colocação de questões direcionadas para a obtenção dos mesmos.



**Figura 5.3:** Categorias Ambientais considerando os perfis de referência.



**Figura 5.4:** Categorias Socioeconômicas considerando os perfis de referência.

Para ter em consideração as imprecisões e incertezas nos desempenhos das alternativas são definidos limiares de indiferença ( $q_j$ ) e de preferência ( $p_j$ ) para cada critério, no intuito de melhor modelar as preferências dos decisores. Também se deve determinar o limite de veto ( $v_j$ ) para cada critério, sendo usado no cálculo do índice de discordância, assim como o peso ( $k_j$ ) de cada critério, usado no cálculo do índice de concordância global (Tabela 5.5). Assim, foram definidos todos os parâmetros necessários para a aplicação do método ELECTRE TRI, apresentados de forma esquemática na Figura 2.11 da Seção 2.4, através de um diálogo onde questões são colocadas aos especialistas por forma a obter tais valores.

AMBIENTAL							
	CA1	CA2	CA3	CA4	CA5	CA6	CA7
$q_j$	0,10	0,10	100	300	0,05	0,10	1
$p_j$	0,20	0,20	150	800	0,10	0,20	2
$v_j$	0,50	0,50	500	6000	0,55	0,45	3
$k_j$	0,20	0,20	0,20	0,05	0,15	0,05	0,15

SOCIOECONÔMICO							
	CSE1	CSE2	CSE3	CSE4	CSE5	CSE6	CSE7
$q_j$	10	1	1	1	1	0	1
$p_j$	15	2	2	2	2	0,5	2
$v_j$	20	4	3	4	3	1	3
$k_j$	0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,15	0,15

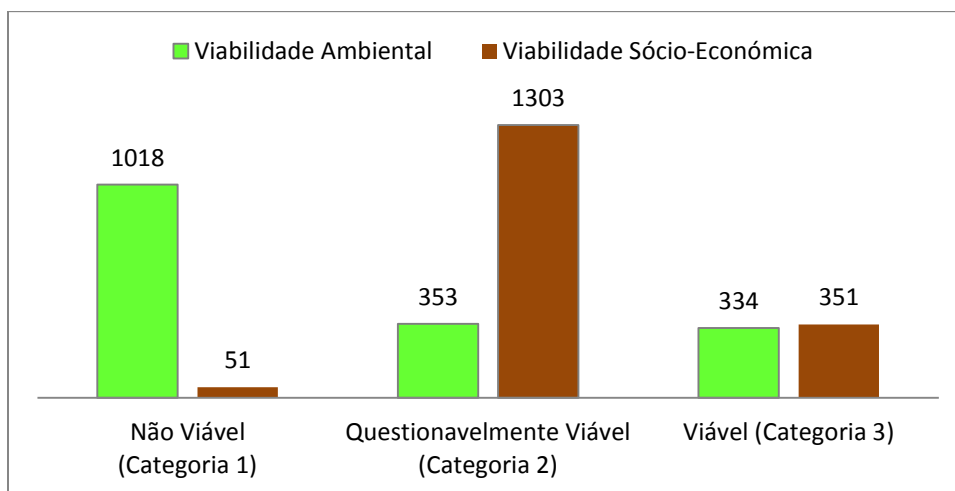
**Tabela 5.5:** Parâmetros para o ELECTRE TRI: limiares de indiferença ( $q_j$ ), preferência ( $p_j$ ) e veto ( $v_j$ ) e pesos ( $k_j$ ).

Os especialistas definiram o nível de corte  $\lambda = 0,60$ , que indica que 60% dos critérios (considerando a soma dos respectivos pesos) têm que estar em concordância com a atribuição de uma alternativa a uma categoria específica.

O método ELECTRETRI foi aplicado separadamente para cada uma das vertentes ambiental e socioeconómica (daí a soma interna unitária dos pesos dos critérios de cada uma das vertentes) usando o Web-MCDSS “ELECTRE TRI no ArcGIS” apresentado no capítulo anterior.

## 5.6 Resultados

Após aplicação do método ELECTRE TRI para classificar a viabilidade ambiental e socioeconómica das explorações, obtiveram-se os resultados apresentados na Figura 5.5.



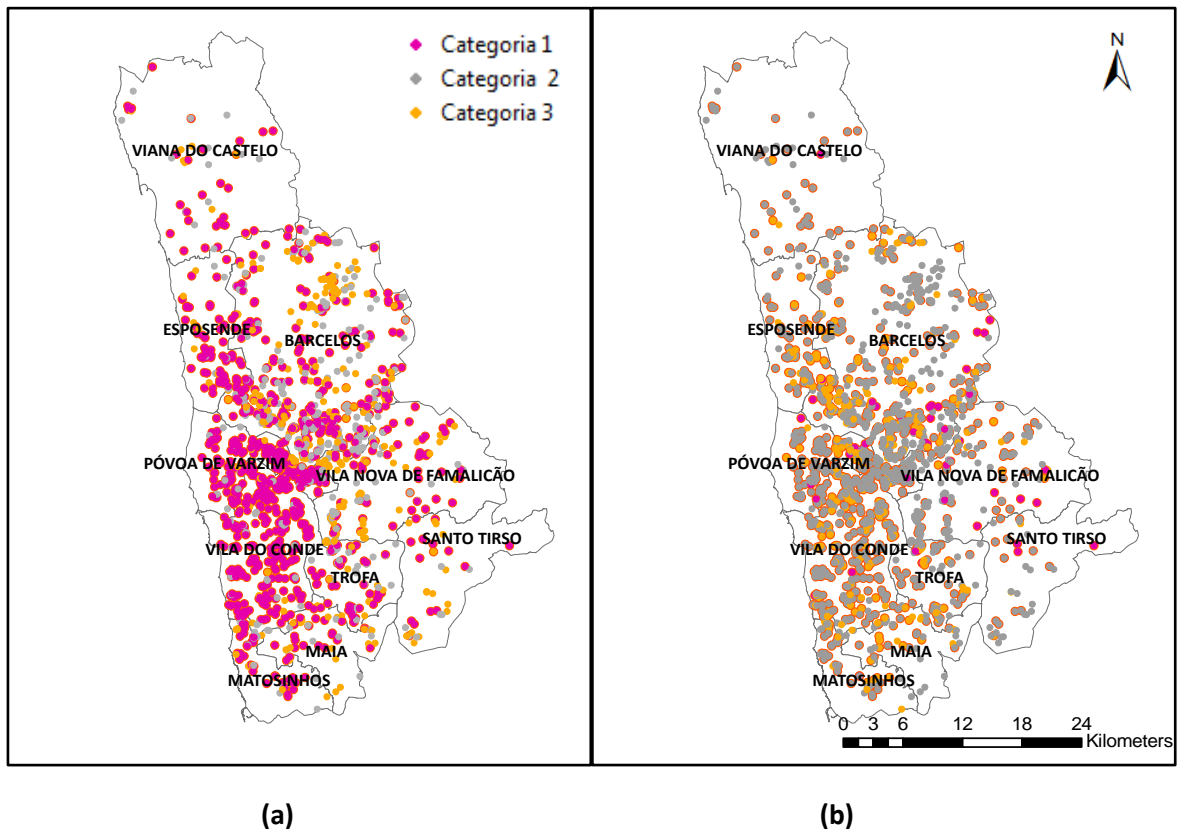
**Figura 5.5:** Número de explorações obtidas em cada categoria em estudo.

Quanto à viabilidade ambiental, conclui-se que a maioria (60%) das explorações leiteiras é classificada como *Não Viável* (Categoria 1). Por outro lado, considerando os critérios definidos, a avaliação da viabilidade socioeconómica indica que apenas uma pequena minoria (3%) é classificada como *Não Viável*. A análise da Figura 5.5 mostra que as questões ambientais são aqueles que afetam principalmente a viabilidade das explorações leiteiras na Região EDM, pelo não cumprimento de exigências ambientais.

Outro aspeto importante é a diferença notável entre as classificações obtidas na avaliação de viabilidade ambiental e socioeconómica das explorações leiteiras, evidenciado nos



mapas da Figura 5.6. Estes mapas foram obtidos com recurso ao software de informação geográfica ArcGIS 9.3.



**Figura 5.6:** Mapas referentes à distribuição da classificação das explorações quanto à: **(a)** Viabilidade Ambiental e **(b)** Viabilidade Socioeconómica.

Após uma análise dos mapas, verifica-se que a distribuição geográfica das explorações classificadas como *Questionavelmente* ou *Viável* economicamente aproxima-se bastante com a distribuição das explorações classificadas como *Não Viável* ambientalmente. Uma possível explicação é a intensificação da produção leiteira realizada pelas explorações que se encontram em melhor situação económica ter levado ao aumento do número de animais por m<sup>2</sup>, com todos os problemas ambientais que isso traz. Sobressai também o facto de as explorações classificadas como economicamente *Não Viável* também serem classificadas, na sua maioria, como *Não Viável* ambientalmente. Para além disso, a classificação socioeconomicamente *Questionável* é a mais comum, reforçando a existência de várias explorações com necessidade de avaliação da estratégia, condições e investimentos, mas com uma perspetiva positiva a nível económico.

De seguida procederemos ao cruzamento das categorias obtidas para cada exploração, quer quanto à viabilidade ambiental, quer quanto à viabilidade socioeconómica (Tabela 5.6). A Tabela 5.6 pode ser acompanhada com a Figura A.3 disponível no Apêndice A, que contém a distribuição geográfica da classificação das explorações.

		Viabilidade Socioeconómica			
		Categoria 1	Categoria 2	Categoria 3	
Viabilidade Ambiental	Categoria 1	30	754	234	1018
	Categoria 2	13	271	69	353
	Categoria 3	8	278	48	334
		51	1303	351	1705

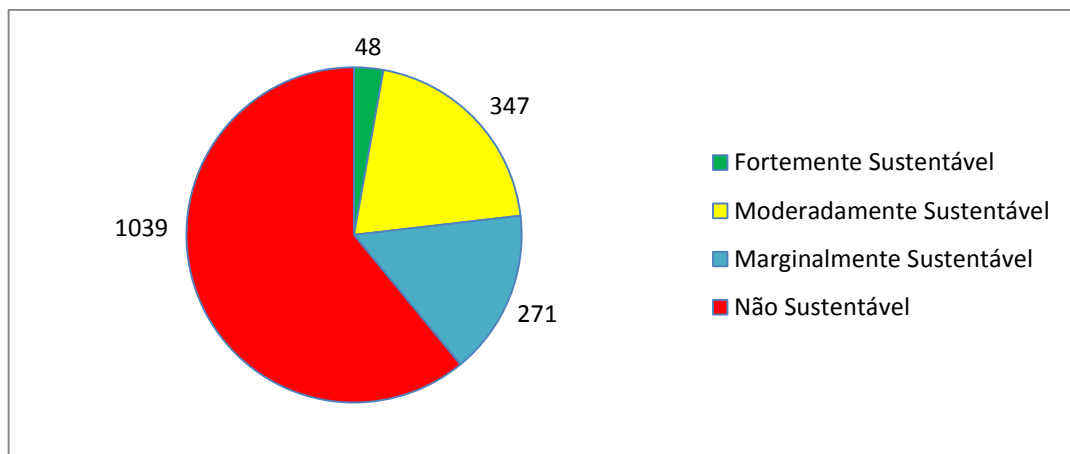
**Tabela 5.6:** Cruzamento da classificação da Viabilidade Ambiental e Socioeconómica

Verifica-se assim que apenas 2% (30) das explorações são classificadas como *Não Viável* (ambientalmente e socioeconomicamente); 16% (271) das explorações são classificadas como *Questionavelmente Viável*. Apesar de termos verificado (Figura 5.5) que o número de explorações classificadas como *Viável* na parte ambiental e na parte socioeconómica era semelhante, verifica-se que apenas 3% (48) são classificadas simultaneamente como *Viável*. Realça-se ainda que 44% (754) das explorações em estudo, são classificadas simultaneamente como ambientalmente *Não Viável* e socioeconomicamente *Questionável*.

Ao realizar este cruzamento obtemos uma avaliação das explorações quanto à sua sustentabilidade, uma vez que temos agregadas as três dimensões que a caracterizam: ambiental, social e económica. Daqui para a frente, o termo sustentabilidade contempla a análise da viabilidade ambiental e socioeconómica em simultâneo. Após obtenção destes resultados, os especialistas foram novamente envolvidos numa nova discussão e análise, considerando-se que para realizar a avaliação de uma exploração quanto à sustentabilidade (no sentido mais global) faria todo o sentido reclassificar (ou subdividir) as categorias (Figura 5.7) obtidas no estudo da viabilidade ambiental e socioeconómica nas seguintes quatro categorias:

- *Fortemente Sustentável* – representa as explorações classificadas simultaneamente como *Viável* (Categoria 3) ambientalmente e socioeconomicamente;
- *Moderadamente Sustentável* – representa as explorações classificadas como *Questionavelmente Viável* (Categoria 2) na vertente ambiental e *Viável* (Categoria 3) na vertente socioeconómica ou vice-versa;
- *Marginalmente Sustentável* - representa as explorações classificadas como *Questionavelmente Viável* (Categoria 2) quer na vertente ambiental, quer na socioeconómica.
- *Não Sustentável* – todas as outras.

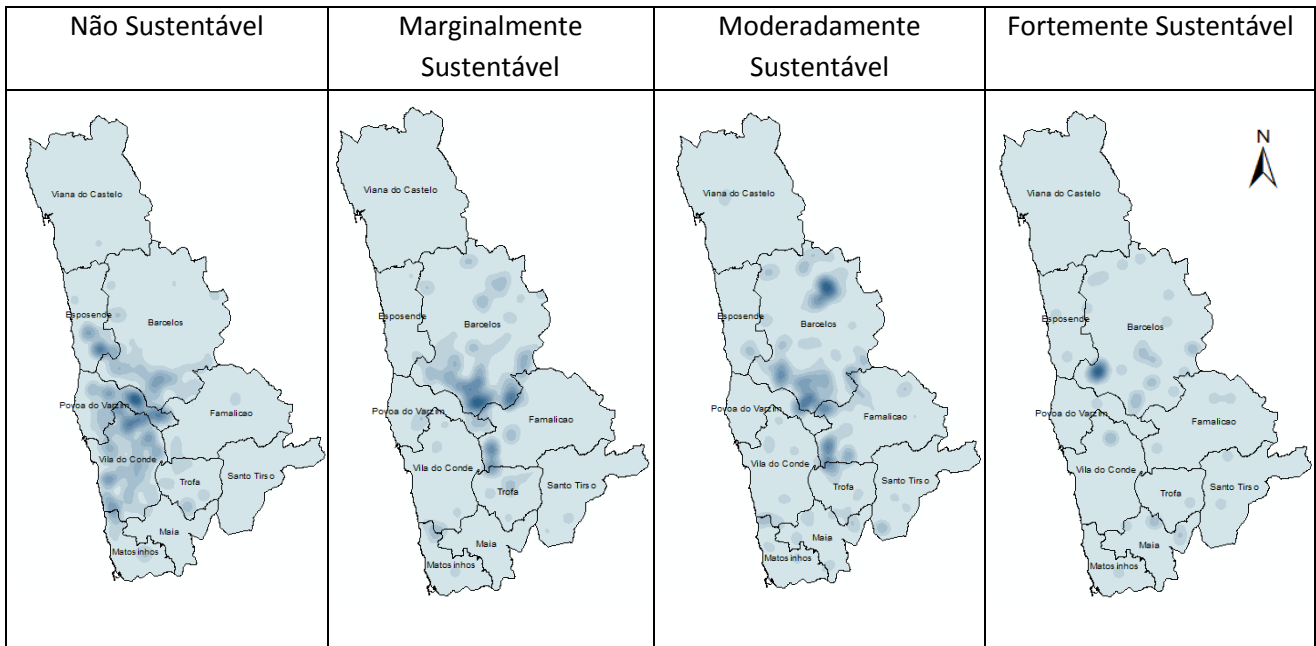
Fazendo esta reclassificação, obtém-se os resultados apresentados na Figura 5.7.



**Figura 5.7:** Número e percentagem de explorações classificadas nas 4 categorias de sustentabilidade.

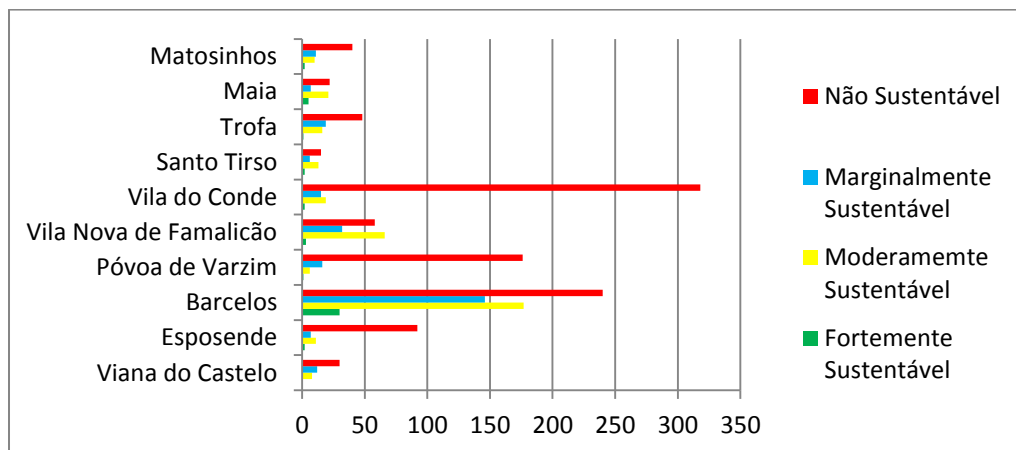
A maioria das explorações (61%) é classificada como *Não Sustentável*, 20% como *Moderadamente Sustentável*, 16% como *Marginalmente Sustentável* e apenas 3% como *Fortemente Sustentável*. Os mapas de distribuição geográfica da classificação das explorações, referente a cada categoria, podem ser visualizados na Figura A.4 do Apêndice A.

A Figura 5.8 apresenta o mapa com a Densidade de Kernel para uma melhor visualização da distribuição da sustentabilidade em cada uma das categorias. A Densidade de Kernel (disponível no software ArcGIS) consiste numa interpolação onde se pretende gerar uma superfície contínua através de pontos amostrais (neste caso, explorações), que é determinada pelo número de explorações classificadas em cada categoria em relação à área (em Km<sup>2</sup>).



**Figura 5.8:** Densidade da distribuição das explorações leiteiras de acordo com a nova (agregação) perspectiva de sustentabilidade.

É importante fazer uma análise da distribuição da percentagem destas quatro categorias por concelho (Figura 5.9), realçando alguns aspetos: por exemplo, das 354 explorações do concelho de Vila do Conde, 318 (cerca de 90%) são classificadas como *Não Sustentável*; assim como 88% das explorações de Póvoa de Varzim e 82% das explorações do concelho de Esposende. Os concelhos da Maia, Santo Tirso e Barcelos, nesta ordem, são os que apresentam um melhor cenário, possuindo entre as explorações existentes, uma maior percentagem de explorações classificadas como *Fortemente Sustentável* e menor percentagem de explorações classificadas como *Não Sustentável* (ainda assim a rondar os 40%).



**Figura 5.9:** Número de explorações classificadas quanto à sustentabilidade em cada concelho.

Outro aspeto interessante a realçar é que: entre as explorações classificadas como *Fortemente Sustentável* cerca de 63% situam-se no concelho de Barcelos, 10% no concelho da Maia e 6% no concelho de Vila Nova de Famalicão. Entre as explorações classificadas como *Moderadamente Sustentável* a maioria (cerca de 51%) situa-se no concelho de Barcelos e, seguidamente, 19% situam-se no concelho de Vila Nova de Famalicão. No caso das explorações classificadas como *Marginalmente Sustentável* a maioria das explorações situa-se no concelho de Barcelos, cerca de 54%, seguidamente, no concelho de Vila Nova de Famalicão, 12%. Por fim, das explorações classificadas como *Não Sustentável* (ambientalmente e socioeconomicamente) situam-se maioritariamente (31%) no concelho de Vila do Conde, cerca de 23% em Barcelos e 17% em Póvoa do Varzim.

Verifica-se ainda que as explorações classificadas como *Não Sustentável*, na sua maioria, possuem uma elevada densidade animal e dimensões (em ha) reduzidas, e possuem dificuldades de crescimento devido à sua proximidade a zonas urbanas.

## 5.7 Análise de Sensibilidade

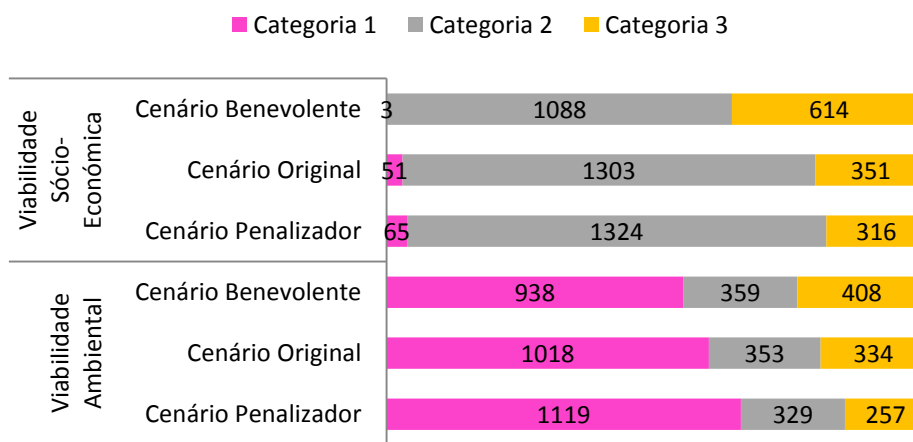
Após análise dos resultados da aplicação do método ELECTRE TRI, procedemos à realização de uma análise de sensibilidade para verificar a robustez dos resultados.

Vamos manipular simultaneamente vários parâmetros de entrada do ELECTRE TRI: perfis de referência, limiares de preferência, indiferença e veto, e o nível de corte, definindo assim diferentes cenários. Mais concretamente, dois cenários são definidos de forma a desenvolver uma análise de sensibilidade no estudo de viabilidade ambiental e socioeconómica, a que chamaremos: Benevolente e Penalizador. Estes cenários são caracterizados por uma variação de 5% nos perfis das categorias, nos limiares de preferência, indiferença, e veto, e no nível de corte (não houve alteração nos pesos em qualquer um dos cenários). Temos como objetivo comparar os resultados obtidos nestes cenários com os obtidos na classificação da viabilidade ambiental e socioeconómica original (que doravante denominaremos de “Cenário Original”).

O Cenário Benevolente caracteriza-se pela alteração dos parâmetros do método ELECTRE TRI da seguinte forma: baixar o nível de corte em 0,03 (ficando em 0,57), aumentar em 5% os perfis de referência das categorias, caso seja um critério a minimizar, e diminuir em 5% os perfis das categorias, caso seja um critério a maximizar. Os limiares de preferência, indiferença e veto são aumentados em 5%. Este cenário é menos exigente do que o Original.

Por sua vez, no cenário Penalizador, considera-se a alteração seguinte nos parâmetros do método ELECTRE TRI: aumentar o nível de corte em 0,03 (ficando 0,63), diminuir em 5% os valores dos perfis de referência das categorias, caso o critério seja a minimizar, e aumentar em 5%, caso seja um critério a maximizar. Diminuem-se ainda, em 5%, os limiares de preferência, indiferença e veto. Este cenário é mais exigente do que o Original.

Considerando estes dois cenários, e comparando-os com o cenário Original, obtêm-se os resultados expressos na Figura 5.10 (recorde-se: Categoria 1 – *Não Viável*; Categoria 2 – *Questionavelmente Viável*; Categoria 3 – *Viável*).



**Figura 5.10:** Comparação dos três cenários quanto à classificação da viabilidade Ambiental e Socioeconômica.

Analisando estes resultados, verifica-se que:

A. No Cenário Penalizador:

A.1.) na análise da viabilidade ambiental, o número de explorações classificadas como *Não Viável* aumenta em 101 explorações, diminuindo o número de explorações com viabilidade *Questionável* (24) e *Viável* (77), o que equivale a uma alteração de cerca de 5,9%, 1,4% e 4,5%, respetivamente, em relação ao cenário Original.

A.2.) na análise da viabilidade socioeconômica, verifica-se que o número de explorações classificadas como *Não Viável* aumenta 0,8% (acresce 14), aumentam ainda cerca de 1,2% (21) as explorações classificadas como viabilidade *Questionável* e diminui 2,1% (35 explorações) as classificadas como *Viável*.

Neste cenário, realça-se o facto de a percentagem alterada na avaliação socioeconómica ser inferior à ambiental. Conclui-se que, com uma maior exigência no cumprimento dos critérios ambientais e socioeconómicos, a classificação ambiental é a que sofre maior variação, reforçando a situação preocupante de incumprimento da exigência dos requisitos ambientais por parte das explorações. A variação percentual em cada categoria é próxima ou inferior à variação causada nos parâmetros e, como tal, podemos então afirmar que apesar da alteração nos resultados finais esta não é muito relevante.

**B. No Cenário Benevolente:**

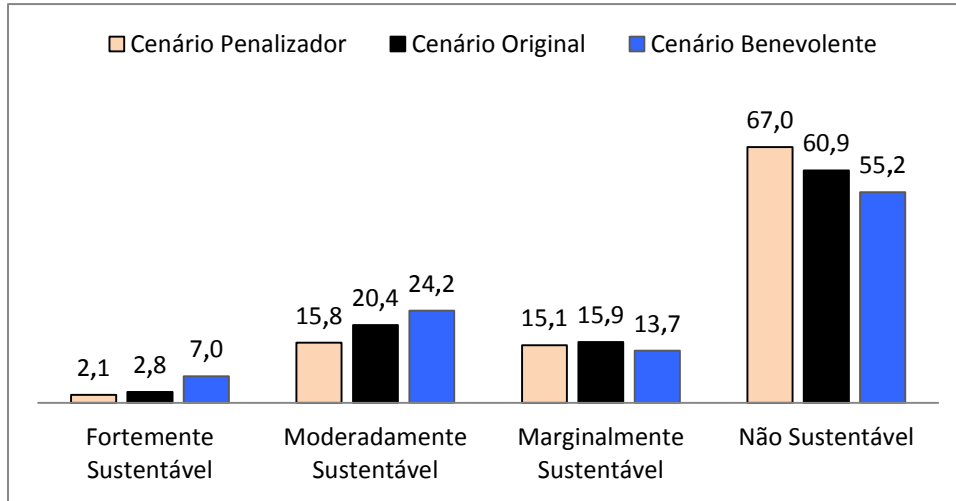
B.1.) o número de explorações classificadas como *Não Viável* ambientalmente diminui em 80 explorações, aumentando o número de explorações classificadas como viabilidade *Questionável* (6) e aumentando ainda em 74 o número de explorações classificadas como *Viável*; o que equivale a uma alteração relativamente aos parâmetros originais de cerca de 4,7%, 0,4% e 4,3%, respetivamente.

B.2.) na análise da viabilidade socioeconómica, verifica-se que diminui em 2,8% (48 explorações) o número de explorações classificadas como *Não Viável*, diminui ainda cerca de 12,6% (215) o número de explorações classificadas como viabilidade *Questionável* e aumenta em 15,4% (263 explorações) o número de explorações classificadas como *Viável*.

Neste cenário, realça-se o facto do número de explorações que altera de classificação na análise ambiental é inferior à socioeconómica: 160 explorações na parte ambiental e 526 na parte socioeconómica. Tal significa que, mesmo quando se exige menos no cumprimento das exigências ambientais, não há grandes alterações na classificação das explorações. Esta análise reforça a conclusão de que grande parte das explorações tem um défice enorme no cumprimento dos critérios ambientais definidos e, ainda, que algumas explorações têm uma margem maior de crescimento socioeconómico. Apesar das alterações na classificação obtida, estas não são muito relevantes.

Interessa ainda analisar as diferenças entre estes cenários relativamente à análise da sustentabilidade, resultante da fusão da viabilidade ambiental e socioeconómica. O gráfico seguinte (Figura 5.11) dá-nos a informação resultante da comparação dos três cenários em

análise, contendo a percentagem de explorações classificadas em cada uma das quatro categorias para cada um dos cenários.



**Figura 5.11:** Comparação percentual dos três cenários de acordo com a perspetiva global de sustentabilidade (quatro categorias).

Verifica-se que a alteração de 5% provocada nos parâmetros, provoca uma alteração máxima de classificação nas diferentes categorias na mesma ordem de grandeza, quer no cenário Penalizador (entre 1% e 6%), quer no cenário Benevolente (entre 2% e 6%).

Na Figura 5.11 obtivemos informação da percentagem de explorações cuja classificação em cada uma das categorias é alterada, mas não conseguimos visualizar concretamente quais as alterações efetuadas. Para obter tal informação, analisaremos as Tabelas 5.7 e 5.8 que se seguem.

		<b>Penalizador</b>				
		<i>Fort. Sust.</i>	<i>Mod. Sust</i>	<i>Marg. Sust</i>	<i>Não Sust.</i>	
<b>Original</b>	<i>Fort. Sust.</i>	36	11	1	0	48
	<i>Mod. Sust</i>	0	258	69	20	347
	<i>Marg. Sust</i>	0	0	187	84	271
	<i>Não Sust.</i>	0	0	0	1039	1039
		36	269	257	1143	1705

**Tabela 5.7:** Comparação entre os cenários Original e Penalizador.



Aquando da consideração do cenário mais penalizador, das 48 explorações classificadas no cenário Original como *Fortemente Sustentável*, verifica-se que 36 delas mantêm-se nessa mesma categoria, 11 alteram para *Moderadamente Sustentável* e 1 para *Marginalmente Sustentável*, ou seja, a diferença entre estes dois cenários é de uma perda de 25% (12) das explorações classificadas originalmente como *Fortemente Sustentável*. Das 347 explorações classificadas como *Moderadamente Sustentável*, 25,6% delas mudaram de categoria: 69 explorações passaram a ser classificadas como *Marginalmente* e 20 como *Não Sustentável*. Do mesmo modo, das 271 explorações originalmente classificadas como *Marginalmente Sustentável*, 31% (84) baixaram de categoria para *Não Sustentável*. Por fim, as 1039 explorações originalmente classificadas como *Não Sustentável* mantiveram-se, acrescentando ainda as 104 já referidas que baixaram de categoria, anteriormente classificadas como *Moderadamente* ou *Marginalmente Sustentável*.

		<b>Benevolente</b>				
		<i>Fort. Sust.</i>	<i>Mod. Sust.</i>	<i>Marg. Sust.</i>	<i>Não Sust.</i>	
<b>Original</b>	<i>Fort. Sust.</i>	48	0	0	0	48
	<i>Mod. Sust.</i>	61	286	0	0	347
	<i>Marg. Sust.</i>	10	89	172	0	271
	<i>Não Sust.</i>	0	37	61	941	1039
		119	412	233	941	1705

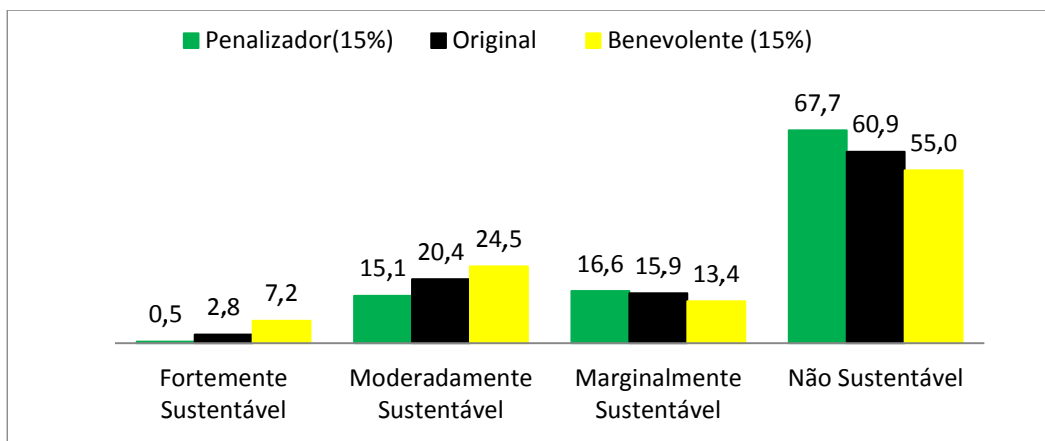
**Tabela 5.8:** Comparação entre os cenários Original e Benevolente.

No cenário Benevolente, comparativamente com o original, menos 98 explorações fazem parte da categoria *Não Sustentável*, sendo que 61 delas alteraram para *Marginalmente Sustentável* e 37 para *Moderadamente Sustentável*. Também se verifica um decréscimo relativamente ao número de explorações classificadas como *Marginalmente Sustentável*, sendo que 172 se mantêm relativamente ao cenário Original, mas 89 alteram para a categoria *Moderadamente Sustentável* e 10 para a categoria *Fortemente Sustentável*. Às 48 explorações originalmente classificadas como *Fortemente Sustentável* acrescem 71 explorações, sendo 61 anteriormente classificadas como *Moderadamente Sustentável* e 10 classificadas como *Marginalmente Sustentável*. Por sua vez, relativamente à categoria *Moderadamente Sustentável*, das 347 classificadas originalmente, 286 mantêm-se nesta categoria e ainda acrescem 126 já

referidas que subiram de categoria, anteriormente classificadas como *Marginalmente* e *Não Sustentável*.

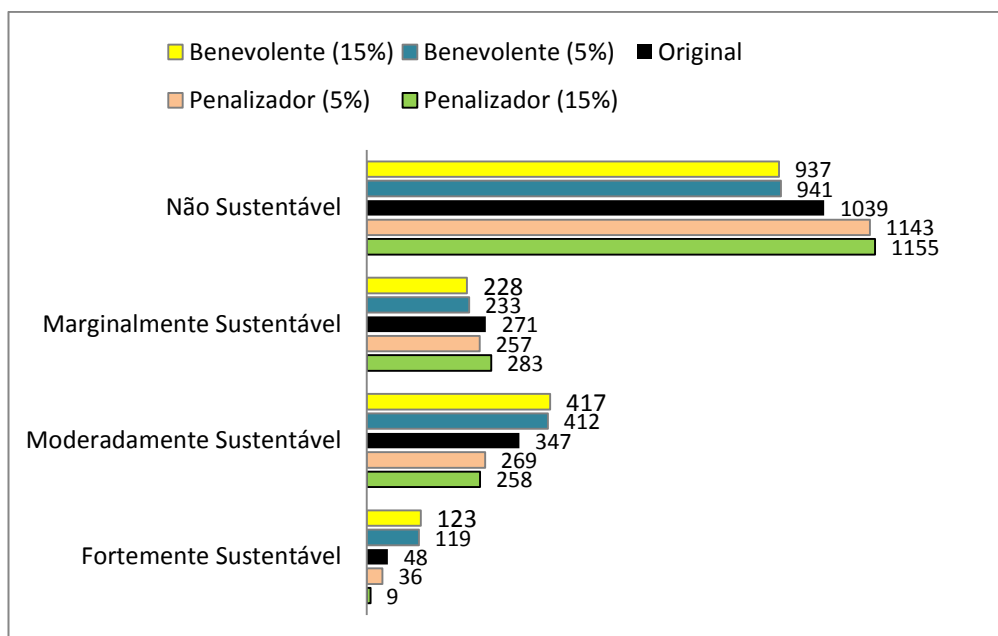
A distribuição geográfica da classificação da sustentabilidade pelos concelhos nestes cenários mantém-se em cada uma das categorias praticamente inalterada, não provocando nenhuma alteração significativa (ver Figura A.5 do Apêndice A)

Para realizar um estudo mais completo de análise de sensibilidade, consideramos dois cenários semelhantes aos desenvolvidos anteriormente mas com uma variação de 15% nos perfis de referência das categorias, nos limites de preferência, indiferença e veto, e no nível de corte (ficando 0,51 no cenário Benevolente e 0,69 no cenário Penalizador). Em ambos os novos cenários Benevolente e Penalizador as mudanças na classificação, em todas as quatro categorias de sustentabilidade, é inferior a variação percentual, não excedendo os 7%, quando comparados com os resultados obtidos no cenário Original (Figura 5.12).



**Figura 5.12:** Comparação percentual da sustentabilidade entre os cenários Benevolente e Penalizador com uma variação de 15%.

Para uma análise mais completa, na Figura 5.13 é possível comparar o número de explorações leiteiras classificados em cada uma das quatro categorias de Sustentabilidade para os 5 cenários analisados: Penalizador (5% e 15%), Original e Benevolente (5% e 15%).



**Figura 5.13:** Número de explorações leiteiras classificados em cada uma das quatro categorias de Sustentabilidade, comparando os cinco cenários.

Com a consideração destes novos cenários e com a comparação dos resultados obtidos, confirma-se a robustez dos resultados obtidos pelo método ELECTRE TRI na classificação da sustentabilidade das explorações leiteiras.

## 5.8 Discussão

Considerando os resultados obtidos, é notória a situação preocupante em que se encontram muitas explorações da região EDM quanto à sua sustentabilidade. Nesta região, a componente económica é a que contribui “positivamente” para a sustentabilidade das explorações leiteiras, mas o não cumprimento das normas ambientais é o que mais influencia “negativamente” a sua sustentabilidade. Existem razões naturais e históricas que tendem a dificultar a resolução dos problemas ambientais, tais como a estrutura das explorações leiteiras e sua dispersão, a natureza morfológica e geológica dos terrenos e o ordenamento do território (por exemplo, a proximidade a áreas urbanas). A solução passa pela evolução da estrutura das explorações leiteiras de forma a reduzir a intensidade de produção mas, simultaneamente, garantindo a dimensão suficiente para amortizar os investimentos em equipamentos, formação, entre outros, ou uma deslocação das explorações para novas áreas. No entanto, o quadro económico é em si fortemente influenciado pela natureza do regime de apoio (preço do leite,

quotas, políticas, etc.), pelo desenvolvimento tecnológico e pelas mudanças estruturais no setor de produção (além das mudanças estruturais na cadeia de abastecimento a montante e a jusante). Torna-se necessário encontrar diversas soluções a nível ambiental e económico, sobretudo para as explorações classificadas como *Moderadamente* ou *Marginalmente Sustentável*. Quanto às explorações classificadas como *Não Sustentável* uma possível alternativa, embora as soluções devam procurar permitir a continuação da atividade pecuária leiteira, é uma reconversão para uma atividade diferente.

Os resultados obtidos foram submetidos à apreciação e análise de especialistas (os envolvidos no estudo e ainda outros desta área de conhecimento), que os consideraram ser muito próximos da realidade atual, quer ao nível da classificação obtida, quer ao nível da sua distribuição geográfica.

A classificação obtida reforça e justifica a dificuldade de implementar no terreno o Regime de Exercício das Atividades Pecuárias (REAP), cujos primeiros passos foram dados com o Decreto-Lei 202/2005 (usado neste trabalho), que foi formalizado no Decreto-Lei nº 214/2008, mas que sofreu constantes alterações e retificações (Decretos-Leis n.º 316/2009, 78/2010, 45/2011, 107/2011 e 59/2013). O Decreto-Lei n.º 81/2013 é o vigente e tem por base as propostas apresentadas pelo Grupo de Trabalho SIMREAP, que deram resposta às necessidades de simplificação e de agilização do processo de licenciamento das atividades pecuárias e de harmonização dos critérios de aplicação do REAP. É importante salientar que este último decreto propõe uma alteração dos critérios de classificação da atividade pecuária e atualiza a tabela de equivalências de efetivos pecuários em Cabeças Normais (CN), apresentando valores ligeiramente diferentes dos considerados no Decreto-Lei 202/2005.

## 5.9 Conclusões

A complexidade do estudo associado à avaliação da sustentabilidade pode ser mitigada com o recurso ao MCDA. Neste trabalho, constatou-se que o MCDA pode, definitivamente, ter um papel importante no apoio à decisão na avaliação da sustentabilidade, por abarcar as várias vertentes subjacentes e os múltiplos critérios e dimensões.

O ELECTRE TRI, método de prevalência, provou ser um método adequado, impedindo a compensação indevida dos desempenhos mais pobres, e produzindo uma classificação das

explorações leiteiras quanto à sustentabilidade de acordo com os parâmetros e valores atribuídos pelos especialistas.

A integração das capacidades SIG, juntamente com o método MCDA, reforça as vantagens da conjugação da utilização de ambas as ferramentas, sendo também possível analisar o comportamento geográfico da classificação das explorações leiteiras.

Enumeramos os principais destaques da metodologia seguida neste trabalho:

- 1) a avaliação da sustentabilidade é baseada explicitamente em vários critérios, em vez de tentar encontrar um indicador, como a pegada de carbono ou um rácio financeiro, que sintetize a sustentabilidade ambiental e económica, respetivamente;
- 2) a avaliação é fundamentada num método de classificação que é parcimonioso em termos dos juízos de valor de que necessita, embora os resultados sejam um tanto grosseiros (quando comparados com uma classificação completa), estes são familiares e amplamente aceites pelos decisores;
- 3) é desenvolvida uma avaliação separada das dimensões ambiental e socioeconómica da sustentabilidade, reforçando o conhecimento das diferentes potenciais fraquezas das explorações, sendo depois convenientemente resumidas numa classificação global fácil de entender;
- 4) a análise de sensibilidade desenvolvida, com a consideração de cenários, verifica a robustez dos resultados da avaliação da sustentabilidade das explorações leiteiras.

Este estudo foi desenvolvido considerando dados reais desta região (que não são fáceis de obter pela dimensão, custos envolvidos, etc.,) obtidos através do inquérito realizado na elaboração do POBLPEDM (2007). Realça-se que o objetivo deste inquérito não teve como finalidade um estudo de sustentabilidade das explorações. No entanto, foi obtida informação de cariz ambiental, económico e social, suficiente, segundo os especialistas, para o seu desenvolvimento. Caso fosse possível desenvolver um novo inquérito para este estudo, mais informação seria recolhida, abrangendo outros aspetos, com o objetivo de colmatar e enriquecer algumas das questões económicas, sociais e ambientais que ficaram em aberto.

No processo de decisão desenvolvido na avaliação da sustentabilidade agrícola é possível implementar outro tipo de abordagens como: a definição de outros critérios, o envolvimento de mais especialistas, ou a aplicação de outro(s) método(s) multicritério. A estrutura, processo e aplicação da avaliação de sustentabilidade desenvolvida neste trabalho podem ser adaptados a outras áreas de aplicação e a outras regiões.



# Capítulo 6

## PROCESSO DE DECISÃO ESPACIAL MULTICRITÉRIO NA AVALIAÇÃO DA APTIDÃO DO SOLO PARA LOCALIZAÇÃO DE CENTRAIS DE BIOGÁS

---

A avaliação da aptidão do solo para localização de infraestruturas ou equipamentos possui uma forte vertente espacial e interesses conflitantes. O presente capítulo apresenta uma abordagem baseada no MCDA para a localização de Centrais de Biogás, com recurso aos efluentes agropecuários produzidos pelas explorações leiteiras da Região EDM, através da avaliação da aptidão do uso do solo tendo em consideração fatores ambientais, económicos, sociais e de segurança. A avaliação realizada baseia-se em SIG e métodos de MCDA. O resultado é uma categorização de locais potenciais (alternativas) para a localização de centrais de biogás.

### 6.1 Introdução

As explorações pecuárias produzem efluentes em grandes quantidades e o seu armazenamento, tratamento e destino final originam preocupações ambientais, sociais e económicas (Dagnall et al., 2000). A nível ambiental as explorações pecuárias são apontadas como sendo uma das maiores fontes de contaminação:

- de cursos de água e camadas freáticas, por descarga direta ou devido a problemas de impermeabilização nas fossas de armazenagem;
- de solos por excesso de nitratos e fosfatos oriundos do espalhamento de efluentes no solo;
- da atmosfera, com contribuição para o aquecimento global, destruição da camada de ozono e produção de odores desagradáveis, pela libertação de  $N_2O$ ,  $CH_4$  e  $CO_2$ .

As questões económicas remetem-se ao facto de toda a gestão dos efluentes se tornar mais dispendiosa com:

- o aumento do volume e concentração de efluentes;
- as punições pelo não cumprimento da legislação em vigor;
- a perda de qualidade do produto (leite, carne, etc.).

As preocupações sociais estão relacionadas sobretudo com:

- a qualidade de vida humana e animal;
- a saúde pública;
- a poluição.

Assim, para conjugar as necessidades produtivas (maior e melhor produção, mais higiene, bem-estar animal e segurança alimentar) com o respeito pelo meio ambiente, é indispensável que a gestão dos efluentes pecuários seja parte integrante de qualquer sistema de produção pecuária.

Várias medidas ou estratégias têm sido propostas, com vista à otimização da utilização dos nutrientes veiculados pelos efluentes animais, sendo reconhecido que o tratamento e valorização por Digestão Anaeróbia (DA) apresenta um enorme contributo nesse sentido (Chynoweth et al., 2001 e Holm-Nielsen et al., 2009). Um sistema bioenergético de DA produz metano, capturando-o e convertendo-o em eletricidade e calor, e ainda fertilizantes a serem reincorporados no sistema.

Para promover o desenvolvimento e instalação de sistemas de DA é essencial proceder a uma avaliação da aptidão do solo para definir a sua localização. Determinar a aptidão dos solos para um uso específico é um processo complexo que envolve várias preocupações biofísicas, ambientais, socioeconómicas e técnicas (Ma et al., 2005). A avaliação da aptidão dos solos é uma ferramenta utilizada para identificar os locais mais adequados para a localização, por exemplo, de uma infraestrutura, de acordo com exigências específicas ou preferências dos decisores (Collins et al., 2001). A localização de uma infraestrutura é essencialmente um processo de decisão através do qual se pretende identificar e, posteriormente, comparar diferentes alternativas espaciais para a sua instalação (Ramos e Mendes, 2001).

Localizar infraestruturas desejáveis ou indesejáveis é uma tarefa complexa pela variedade de critérios, normalmente conflitantes e incomensuráveis, e ainda pelo número de decisores envolvidos. Mais concretamente, as centrais de biogás (que se caracterizam por sistemas bioenergéticos de DA) são vistas como infraestruturas industriais indesejáveis, que



apresentam vários problemas: suscitam oposição social e requerem a consideração de um número elevado de fatores ambientais, sociais e económicos (Ferretti, 2011a).

A instalação de uma central de biogás apresenta alguns obstáculos, mas também benefícios económicos, sociais e ambientais. Liebrand e Ling (2009) apresentam alguns benefícios e custos associados aos subprodutos obtidos da DA dos efluentes animais e também identificam os benefícios para os produtores na instalação de centrais centralizadas<sup>13</sup>. Taleghani e Kia (2005) apresentam efeitos económicos, sociais e de saúde na implementação de centrais de biogás. Al Seadi et al. (2008) apresentam um conjunto de benefícios para a sociedade e para os agricultores (ou produtores) associado à implementação de centrais de biogás, sumariado na Tabela 6.1.

Sociedade	Agricultores/Produtores
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fonte de energia renovável;</li> <li>• Redução das emissões de gases com efeito de estufa e mitigação do aquecimento global;</li> <li>• Redução da dependência de combustíveis fósseis importados;</li> <li>• Contribuição para o cumprimento das metas energéticas e ambientais;</li> <li>• Redução de resíduos;</li> <li>• Criação de emprego;</li> <li>• Redução de odores e contaminação dos solos e água;</li> <li>• Utilização final diversificada e eficiente de biogás (energia elétrica, calorífica e gás).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Ganho adicional para os produtores envolvidos;</li> <li>• O subproduto digerido é um excelente fertilizante;</li> <li>• Ciclo de nutrientes fechado;</li> <li>• Flexibilidade para utilização de diferentes tipos de matéria-prima;</li> <li>• Segurança Veterinária.</li> </ul>

**Tabela 6.1:** Benefícios para a sociedade e agricultores/produtores

Na Tabela 6.2 apresentamos a produção de energia primária de biogás em 2011 na Alemanha, Reino Unido, Itália e Portugal, considerando três tipos distintos de matérias-primas: (a) aterros; (b) esgotos municipais e industriais; (c) efluentes agrícolas processados em centrais centralizadas e não centralizadas e resíduos sólidos urbanos. A Alemanha, Reino Unido e Itália são, de longe, os maiores produtores de biogás na Europa, embora de origens distintas: são sobretudo utilizados resíduos agrícolas na Alemanha e resíduos urbanos (aterros) no Reino Unido e Itália (EurObser'ER, 2012). Na Alemanha há incentivos fiscais para a produção deste tipo de

<sup>13</sup> Centrais de biogás centralizadas caracterizam-se como centrais que tratam os efluentes oriundos de várias explorações (neste caso), localizadas num único local da área de recolha.

energia renovável, existe legislação para o licenciamento e funcionamento deste tipo de infraestruturas, e é possibilitada a venda direta de energia elétrica. O setor de biogás neste país fatura cerca de 7 mil milhões de euros anuais e garante 52 900 postos de trabalho (EurObser'ER, 2012).

Posição	País	Aterros (a)	Esgotos (b)	Outros (c)	Total
1.º	Alemanha	149,00	509,20	4 414,20	5 067,60
2.º	Reino Unido	1 482,40	282,40	0,00	1 764,80
3.º	Itália	755,60	16,20	323,90	1 095,97
16.º	Portugal	42,30	1,80	0,90	45,00

**Tabela 6.2:** Produção de energia primária de biogás na Alemanha, Reino Unido, Itália e Portugal, no ano 2011, em ktøe<sup>14</sup> (EurObser'ER, 2012).

A escolha de um local apropriado para localização de infraestruturas indesejáveis (em particular, de centrais de biogás) é uma tarefa para a qual os SIG e o MCDA são úteis (Carver, 1991; Jankowski, 1995; Sener et al., 2006; Malczewski, 2006).

A instalação de infraestruturas indesejáveis requer uma ampla avaliação, que considere regulamentação ambiental nacional e internacional, exigências dos municípios e das populações, exigências da própria construção, etc., sendo uma mais-valia a consideração simultânea de vários critérios na sua análise. O MCDA oferece uma coleção de procedimentos, técnicas e algoritmos para estruturação e conceção de problemas de decisão, tendo em conta os critérios de avaliação, e promovendo uma participação ativa dos atores envolvidos no processo de tomada de decisão (Malczewski, 1999; Belton e Stewart, 2002).

Os problemas de localização têm uma forte dimensão espacial (Church, 2002), pois envolvem um grande número de variáveis espaciais como, por exemplo, a proximidade a rios, estradas e populações, e características espaciais da região, incluindo a geologia, declive, tipo de solos, entre outros. Os SIG são projetados para armazenar, gerir, analisar e visualizar dados geoespaciais necessários para os processos de apoio à decisão (Capítulo 3), sendo assim bastante úteis neste tipo de problemas.

<sup>14</sup> Ktøe (Thousand tons of oil equivalent) – Milhares de toneladas de petróleo equivalente.

A integração SIG-MCDA pode prestar um apoio efetivo pois este contexto envolve um conjunto de alternativas geograficamente definidas, classificadas em relação a um determinado conjunto de critérios de avaliação e tendo em consideração as preferências dos decisores (Jankowski e Richard, 1994).

Neste trabalho, é proposta uma metodologia espacial multicritério para apoiar os decisores no processo de localização de centrais de biogás, através da avaliação da aptidão dos solos. A análise espacial multicritério requer informações sobre o valor dos critérios e localização geográfica das alternativas, além das preferências do decisor. Uma variedade de restrições, bem como fatores económicos, ambientais e sociais, são integrados nesta abordagem para ajudar a determinar os locais mais adequados para a instalação de tais sistemas bioenergéticos. Para validar a metodologia, é desenvolvida uma avaliação da aptidão dos solos na região EDM para classificar os locais possíveis à localização de centrais de biogás, em três categorias de aptidão: *Baixa, Média e Elevada*.

## **6.2 Apoio à decisão espacial multicritério e avaliação da aptidão do solo**

A avaliação da aptidão do solo é o processo de determinação do seu nível de adequação para um determinado uso. O principal objetivo é prever a capacidade inerente a uma unidade de terra para suportar determinado uso específico do solo, a fim de minimizar, por exemplo, a rejeição social e os custos económicos e ambientais, ou seja, para além das características/propriedades inerentes ao próprio solo, outros aspetos espaciais da unidade de terra, como a sua forma, localização e relações topológicas com outros tipos de entidade, podem ser de extrema relevância para esta avaliação.

A avaliação da aptidão do solo é uma abordagem interdisciplinar pois inclui informações recolhidas a partir de diferentes áreas como ciências do solo, ciências sociais e ciências económicas, entre outras, medidas em diferentes escalas. Determinar a aptidão do solo para um uso específico é um processo complexo que envolve vários decisores, vários critérios que podem estar relacionados a aspetos biofísicos, socioeconómicos e técnicos, e várias alternativas, revelando-se os métodos MCDA um apoio crucial nesta análise.

Pelas características espaciais intrínsecas associadas a este tipo de problemas, os SIG constituem uma ferramenta essencial de trabalho na avaliação da aptidão do solo. O SIG não só reduz o tempo e custo na avaliação da aptidão, mas também fornece uma base de dados para

análise e monitorização a longo prazo. Assim, o apoio à decisão espacial multicritério possui uma extrema importância na avaliação da aptidão do solo, por considerar as duas componentes referidas (SIG e MCDA) (Carver, 1991; Jankowski, 1995; Ascough et al., 2002).

Segundo Malczewski (2004) existem três grandes grupos de abordagens na avaliação da aptidão do solo, baseada em SIG, que são:

- i. sobreposição de mapas;
- ii. métodos MCDA;
- iii. métodos de Inteligência Artificial.

Estes grupos também representam a evolução temporal ocorrida na avaliação da aptidão dos solos, segundo Collins et al. (2001).

A sobreposição de mapas iniciou-se com mapas elaborados à mão, onde sob contraste do sol, em janelas, eram combinados mapas de diferentes temáticas. O maior desenvolvimento da avaliação da aptidão do solo está associado ao desenvolvimento tecnológico e, em especial, aos computadores, que trouxeram ferramentas poderosas no mapeamento e combinavam grandes quantidades de dados e, no caso dos geográficos, por exemplo, tornaram expedita a tarefa de lidar com diferentes escalas. Na década de 60, com Fisher, surgiram as primeiras aplicações de sobreposição de mapas por computador e, na década de 80, com Tomlin, surge o conceito de álgebra de mapas (Shekhar e Xiong, 2008). Depois disso, a aplicação de novas técnicas baseadas em computador a diferentes áreas de conhecimento aumentou imenso, o que sugere a ampla aceitação destas.

Numa etapa seguinte, duas novas direções de pesquisa surgiram: lógica booleana e métodos onde se consideram as preferências dos decisores. A lógica booleana, baseia-se na teoria de conjuntos e caracteriza-se pela pertinência bivalente de um objeto a um conjunto: ou pertence ou não pertence, não havendo condição intermédia. A simplicidade operacional desse método faz com que ele seja bastante utilizado em diferentes tipos de estudos desenvolvidos em SIG. No entanto, tem limitações pela sua rigidez que nem sempre representa os fenómenos naturais corretamente pois uniformiza a heterogeneidade da informação (em particular a espacial), não permitindo que evidências que apresentam importâncias relativas desiguais, recebam pesos diferentes.

Começou a surgir uma nova direção de desenvolvimento na avaliação da aptidão do solo centrada na busca de métodos alternativos para incorporar as preferências dos decisores. Tal alternativa é a utilização de métodos MCDA. Segundo vários autores (por exemplo, Hopkins, 1977 e Collins et al., 2001), a avaliação da aptidão do solo é uma avaliação multicritério que visa

identificar o padrão espacial mais adequado para usos futuros do solo, considerando requisitos legais e ambientais (por exemplo) e preferências dos decisores envolvidos.

A avaliação da aptidão do solo classifica-se como um problema de decisão espacial multicritério, pois envolve um grande conjunto de alternativas e múltiplos critérios conflitantes e incomensuráveis, com uma dimensão espacial explícita, pretendendo-se integrar no processo a interação com o decisor e a análise de cenários, de forma a tornar o processo de decisão mais consistente e os decisores mais confiantes nos resultados obtidos.

A integração de técnicas MCDA nos SIG tem avançado consideravelmente na avaliação da aptidão do solo (Carver, 1991; Banai, 1993; Malczewski, 1999). Os SIG apoiam a avaliação multicritério da aptidão do solo, fornecendo os valores dos atributos associados aos locais e, também, a aritmética e os operadores lógicos para os combinar (Jiang e Eastman, 2000). A análise multicritério pode ser utilizada para desenvolver e avaliar planos alternativos que podem facilitar o compromisso entre as partes interessadas (Malczewski, 1999).

Um grande número de estudos em matéria da avaliação da aptidão do solo usando MCDA e GIS têm sido publicados (Janssen e Rietveld, 1990; Janssen e van Herwijnen, 1998; Pereira e Duckstein, 1993; Eastman et al., 1993; Jankowski e Richard, 1994; Malczewski, 1999 e 2004; Joerin et al., 2001; Zucca et al., 2008; Jafari e Zaredar, 2010).

Mais recentemente, têm surgido aplicações específicas da avaliação da aptidão do solo na área do ambiente/ecologia (Passuello et al., 2011; Holzmüller et al., 2011), na localização de infraestruturas indesejáveis (Alçada-Almeida et al., 2009; Tavares et al., 2011; Ferretti e Pomarico, 2012), energia (Sánchez-Lozano et al., 2013 e 2014a; Aydin et al., 2013), entre outras áreas de aplicação.

Uma série de métodos de avaliação multicritério, quer multiatributo, quer multiobjectivo, têm sido desenvolvidos em ambiente SIG para a avaliação da aptidão de solos. Alguns dos métodos multiatributo implementados são: WLC (Weighted Linear Combination) e suas variantes (Janssen e Rietveld, 1990; Eastman 1999); métodos de ponto ideal (Carver, 1991; Jankowski, 1995; Pereira e Duckstein, 1993); métodos de prevalência (Carver, 1991; Can, 1992; Joerin et al., 2001); AHP (Banai, 1993; Eastman, 1997) e ANP (Ferretti, 2011a). Na área do multiobjectivo tem sido aplicada a programação linear inteira, métodos de geração, entre outros (ver Malczewski, 2004).

Mais recentemente, começaram a surgir referências à integração da Inteligência Artificial (IA) na avaliação da aptidão do solo. Os primeiros exemplos de aplicação de IA na geografia e ordenamento do território incluem o uso de processos heurísticos de pesquisa,

sistemas periciais (Expert Systems), neurocomputação e programação genética. Collins et al. (2001) e Malczewski (2004) apresentam um levantamento de várias aplicações de IA nesta área e os novos desenvolvimentos.

Neste trabalho recorreremos a métodos MCDA (o tipo de abordagem ii. referida no início desta secção) em conjunto com SIG para classificar os locais em categorias de aptidão. Recorreremos mais concretamente ao método de prevalência ELECTRE TRI, por estar associado à problemática de classificação e pelas características que lhes estão atribuídas (Secção 2.4). Joerin et al. (2001) considera este tipo de métodos adequados à avaliação da aptidão do solo principalmente pelas seguintes razões:

- lidam simultaneamente com critérios quantitativos e qualitativos, significando que os parâmetros associados ao método podem ser definidos na unidade própria do critério, o que é importante uma vez que os critérios pertencem a diversos domínios (por exemplo, económicos e ecológicos);
- lidam com alternativas incomparáveis, acontecendo com frequência uma alternativa possuir, por exemplo, várias vantagens económicas mas impactes ambientais graves, enquanto uma outra pode representar o cenário inverso.

O método ELECTRE TRI tem sido usado por vários autores em problemas ambientais ou energéticos (por exemplo, Arondel e Girardin, 2000; Raju et al., 2000; Georgopoulou et al., 2003; Neves et al., 2008; Madlener et al., 2009; Brito et al., 2010; Sánchez-Lozano et al., 2014b), mas não é comumente aplicado, de forma específica, na avaliação da aptidão do solo. Consideramos que tal se deva sobretudo ao elevado número de alternativas e à heterogeneidade de valores associados à maioria dos critérios na região em estudo.

Joerin et al. (2001) e Joerin e Musy (2000) aplicaram o ELECTRE TRI na avaliação da aptidão do solo para habitação numa região na Suíça. Estes autores, para ultrapassarem essas limitações, consideraram como alternativas, em vez de toda a região em estudo, apenas zonas classificadas como homogéneas. Uma zona é declarada homogénea quando cada área elementar que a compõe possui um valor que se aproxima do valor médio da característica (critério) em análise na zona. Como estes autores referem, a abordagem desenvolvida tem duas desvantagens principais: o número de zonas em estudo é limitado (não representa toda a região em estudo) resultando numa perda substancial de informação, e os mapas resultantes são muito dependentes e sensíveis às particularidades da divisão espacial realizada. Neste trabalho apresentamos uma abordagem distinta para ultrapassar a heterogeneidade dos dados, baseada na análise de grelhas (*vector grid analysis*) e na consideração e análise de cenários.

### 6.3 Processo de decisão espacial multicritério na avaliação da aptidão do solo

O processo de decisão espacial multicritério na avaliação da aptidão do solo para a localização de infraestruturas inicia-se com a definição do problema: tipo de infraestrutura, região, objetivos, e demais dados pertinentes; de seguida procede-se à definição dos critérios de avaliação.

Neste tipo de problemas, os critérios podem ser divididos em duas grandes categorias (Eastman et al., 1995): restrições e fatores. Uma restrição é um critério rígido que determina quais os locais (áreas) que devem ser excluídos (ou incluídos) na avaliação da aptidão. Um fator é um critério que contribui para a classificação de aptidão, não excluindo nenhum local. Podemos ainda considerar um critério (propriedade/característica zonal) pertencente a uma categoria mista: para valores entre um limite inferior e superior funciona como um fator (existindo ou não uma direção de preferência no que concerne a minimizar ou maximizar esse valor); para valores fora desse intervalo (de admissibilidade) funciona como uma restrição.

Após esta fase seguem-se dois passos:

- criação de um mapa de aptidão obtido através das restrições, gerando as alternativas elegíveis, mais concretamente, os locais aptos;
- classificação das alternativas relativamente à aptidão do solo tendo em consideração os fatores definidos.

No primeiro passo, o mapa de restrições é obtido através de operações básicas SIG (mapa de sobreposição, *buffer*<sup>15</sup>, distâncias, consultas espaciais, etc.). No segundo, os dados espaciais são processados usando as potencialidades computacionais dos SIG e recorrendo a regras de decisão (por exemplo métodos multicritério), obtendo-se um mapa de aptidão final.

O processo de decisão espacial multicritério desenvolvido está representado na Figura 6.1, através do seu fluxograma. Este fluxograma segue, como base, a arquitetura definida por Malczewski (1999) (apresentada na Secção 3.5), enriquecida com novas formas de abordagem em determinadas etapas do processo, sobretudo no que se refere à construção e avaliação das alternativas, à forma como o método MCDA é aplicado e, ainda, à consideração de cenários na sua aplicação.

---

<sup>15</sup> *Buffer* – neste contexto, designa um polígono que contorna um objeto a uma determinada distância constante ao longo da fronteira do mesmo. Não se conhece uma tradução em português adequada para esta palavra.

Na Figura 6.1 as etapas coincidentes com a arquitetura apresentada por Malczewski (1999) estão representadas por retângulos e as novas etapas noutros formatos. O processo de decisão espacial segue as quatro fases propostas por Simon (1960): inteligência, estruturação, escolha e revisão (descritas na Secção 3.5).

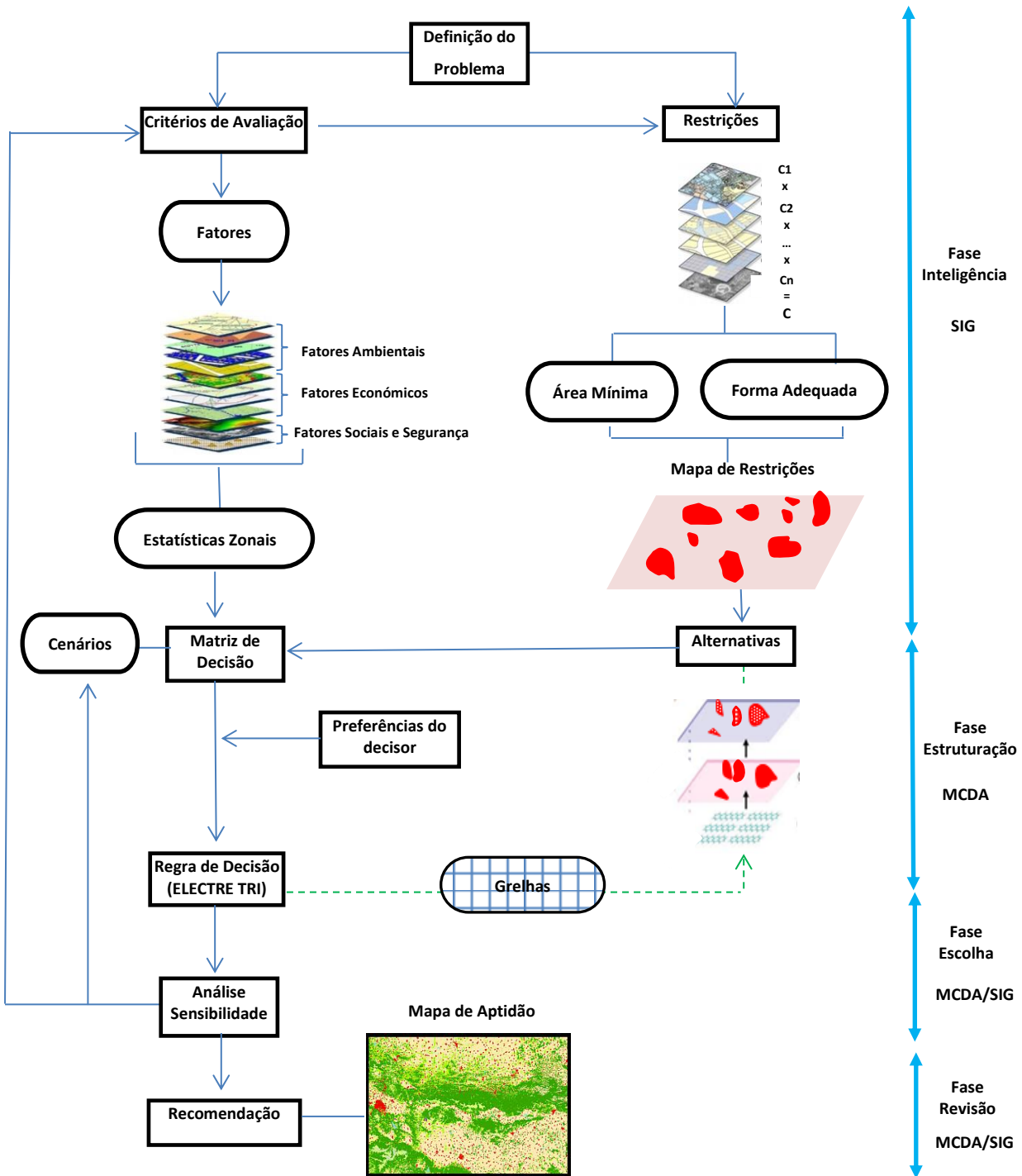


Figura 6.1: Fluxograma do processo de decisão espacial multicritério desenvolvido neste trabalho.



De uma forma sucinta, apresentaremos as várias etapas deste processo de decisão espacial multicritério, dando especial atenção às etapas que são novas.

### **6.3.1 Critérios de Avaliação**

O conjunto de critérios de avaliação, que reflete todas as preocupações relevantes para o problema de análise da aptidão do solo para a localização de infraestruturas, é definido. A natureza dos critérios pode tomar duas formas: restrições e fatores.

#### **6.3.1.1 Restrições**

As restrições referem-se a aspetos que impedem, de forma absoluta, a consideração de determinados locais. Neste estudo consideramos três tipos de restrições: os critérios de exclusão, a área mínima exigida e a forma adequada.

##### **6.3.1.1.1 Critérios de Exclusão**

Pelas características associadas à grande maioria das infraestruturas de DA, quer por exigências legais, quer por preocupações ambientais e sociais que lhe estão subjacentes, estas não podem ser localizadas em determinados locais e/ou na proximidade de outros. Começa-se assim por definir critérios de exclusão, que possuem um carácter booleano, excluindo locais que não podem ser considerados no processo de avaliação.

Consideram-se as várias camadas (*layers*) contendo os dados geográficos dos critérios de exclusão considerados, sendo necessário, para alguns deles, determinar *buffers* para representar as distâncias exigidas. Essas camadas, representadas por C1, C2,..., Cn na Figura 6.1, são manipuladas matematicamente no ambiente SIG através de operações booleanas, sendo atribuído o valor 0 aos locais afetos pelas restrições impostas e o valor 1 a todos os locais não excluídos. Seguidamente, multiplica-se cada uma destas camadas, obtendo-se uma camada resultante (designada por C, na Figura 6.1), que contém os locais finais classificados com o valor 0, que são os locais excluídos da avaliação por um ou mais critérios de exclusão e, contém os locais classificados com o valor 1, definidos como áreas poligonais, que atendem a todas as restrições e que são os elegíveis para uma análise mais profunda na definição da localização de centrais de biogás.

#### **6.3.1.1.2 Área Mínima Exigida**

As infraestruturas, dependendo da sua finalidade e processo, exigem uma área mínima necessária ao seu funcionamento. Assim, neste trabalho definimos uma outra restrição denominada de área mínima exigida. Para tal, determina-se a área de todos os locais obtidos anteriormente através dos critérios de exclusão e são eliminados aqueles que não cumprem com o valor mínimo de área exigido.

#### **6.3.1.1.3 Forma Adequada**

Os locais elegíveis devem possuir, para além da área exigida, um formato físico realista que permita a instalação das infraestruturas. Assim sendo, são sujeitos a uma outra restrição que tem a ver com a forma física dos locais. Para avaliação da forma, recorreremos ao índice de circularidade, determinado do seguinte modo:  $4\pi \frac{Area}{Perimetro^2}$ , que tem como valor máximo 1 (nesse caso trata-se de um círculo). Através deste índice, pretendemos expressar quantitativamente a adequabilidade da forma e, para tal, tivemos em consideração o trabalho de van der Werff e van der Meer (2008).

Após consideração destes três tipos de restrições, obtém-se o mapa de restrições, contendo os locais definidos como aptos.

#### **6.3.1.2 Fatores**

Para além das restrições, consideram-se também fatores que são de natureza contínua e que influenciam a seleção de locais potenciais à localização de centrais de biogás. Existem dois tipos de fatores: (i) critérios de benefício e (ii) critérios de custo (Ferretti, 2011a). Um critério de benefício contribui de forma positiva (quanto maiores são os valores, melhor), enquanto um critério de custos contribui negativamente (quanto menores são os valores, melhor). A maioria dos fatores é representada por distâncias (por exemplo, a distância à rede viária ou a distância às áreas urbanas). Para cada um dos fatores é então definido o seu objetivo (ou sentido de preferências): maximização ou minimização.

A cada um dos fatores é associada uma camada temática contendo os dados geográficos a ele associados. As características (valores) associadas a cada um dos fatores podem variar consideravelmente dentro da área limitada por cada local apto (em especial nos de maior dimensão). A fim de se obter uma matriz de decisão com os dados associados a cada alternativa

para cada fator, de modo a ultrapassar a oscilação de valores num mesmo local associado, consideram-se os valores mínimo e máximo para cada fator.

Recorre-se então a uma ferramenta da análise espacial do software SIG ArcGIS, chamada “Estatísticas Zonais”. Esta ferramenta SIG resume, numa tabela, um conjunto de medidas estatísticas, como a média, máximo, mínimo, etc. Apesar dos valores máximo e mínimo serem medidas extremas, consideramos que a utilização do valor médio, por exemplo, é insuficientemente representativa das diferenças potencialmente significativas existentes entre o menor e o maior valor de um fator relativamente a um mesmo local.

### **6.3.2 Matriz de Decisão**

Com o objetivo de avaliar o desempenho de cada alternativa em cada fator é construída a matriz de decisão, tendo em consideração dois cenários, que designaremos de *Pior* e *Melhor*. Cada um destes cenários possui os piores ou os melhores valores relativos a cada fator, dependendo do objetivo associado. Mais concretamente, a matriz decisão resultante do cenário *Pior* contém os valores mínimos relativos a cada critério para cada alternativa quando este é a maximizar e os valores máximos se é a minimizar. Pelo contrário, a matriz decisão resultante do cenário *Melhor* contém os valores máximos se o critério é a maximizar e os valores mínimos se é a minimizar. Assim, duas matrizes de decisão (uma por cada cenário) são obtidas, consistindo nos dados de entrada da aplicação de uma regra de decisão.

### **6.3.3 Aplicação interativa da regra de decisão**

No problema em estudo pretendemos classificar os locais aptos em categorias de aptidão e, para tal, recorreremos ao método ELECTRE TRI (este processo de decisão espacial multicritério é igualmente aplicável para qualquer regra de decisão). O objetivo é conseguir definir uma categorização de aptidão para os locais aptos, que normalmente possuem uma dimensão espacial considerável e, conseqüentemente, uma grande variação interna nos valores dos fatores – são heterogêneos.

Para ultrapassar essa heterogeneidade de dados desenvolvemos uma abordagem original, baseada na consideração dos dois cenários, *Pior* e *Melhor*, onde são considerados os valores mínimo e máximo dos locais classificados como aptos (alternativas). Caso a classificação da aptidão num determinado local coincida em ambos os cenários, esse local apto é classificado nessa categoria em particular. Nesse caso, é indiferente a localização da central dentro desse local.

É importante notar que, dependendo das características dos fatores em estudo e da dimensão, em alguns locais pode haver apenas uma possível localização da central e noutros poderá haver mais do que uma localização possível para a central. Para lidar com o facto de não obtermos uma classificação de aptidão única em alguns locais (caso em que os locais não são classificados na mesma categoria nos dois cenários) e para conseguir analisar mais pormenorizadamente esses locais, vamos subdividi-los em zonas mais pequenas.

O processo de subdivisão dos locais é realizado através da geração de grelhas vetoriais utilizando uma ferramenta SIG chamada “ET GeoWizards” ([http://www.ian-ko.com/ET\\_GeoWizards/gw\\_main.htm](http://www.ian-ko.com/ET_GeoWizards/gw_main.htm)) incluída no ArcGIS. O processo de geração de grelhas vetoriais subdivide locais de grande dimensão em células poligonais regulares de menor dimensão, mas obedecendo à área mínima exigida, e reconhece essas células como objetos vetoriais.

Estas grelhas intersectam apenas os locais que, após aplicação do método ELECTRE TRI, não foram ainda univocamente classificados em ambos os cenários, ou seja, a classificação varia entre duas categorias de aptidão. A dimensão da grelha é definida como sendo superior à área mínima exigida para a instalação da infraestrutura. O objetivo é conseguir definir uma categorização mais precisa de aptidão das grelhas, dado que, sendo zonas mais pequenas, espera-se que as características dos fatores não difiram muito, havendo uma maior homogeneidade.

Para cada uma dessas grelhas, que passam a ser as alternativas nesta etapa, são determinados os valores mínimo e máximo através da ferramenta “Estatísticas Zonais”. Seguidamente são construídas novamente duas matrizes de decisão associadas a cada um dos cenários *Melhor* e *Pior* e é novamente aplicado o método MCDA ELECTRE TRI, obtendo-se a classificação de aptidão de cada uma das grelhas. No final, obtém-se uma classificação dos locais e grelhas de acordo com as categorias definidas, que podem ser visualizadas através do mapa de aptidão.

A forma de abordagem interativa da regra de decisão (método MCDA), considerando como alternativas, inicialmente, os locais aptos obtidos após consideração das restrições e, de seguida (dependendo dos resultados obtidos), as grelhas vetoriais, é inovadora. Na aplicação da regra de decisão, duas matrizes de decisão são consideradas: uma referente ao cenário *Pior* e outra ao cenário *Melhor*. Estas novas abordagens enriquecem o processo de decisão espacial multicritério da avaliação da aptidão do solo para localização de infraestruturas.

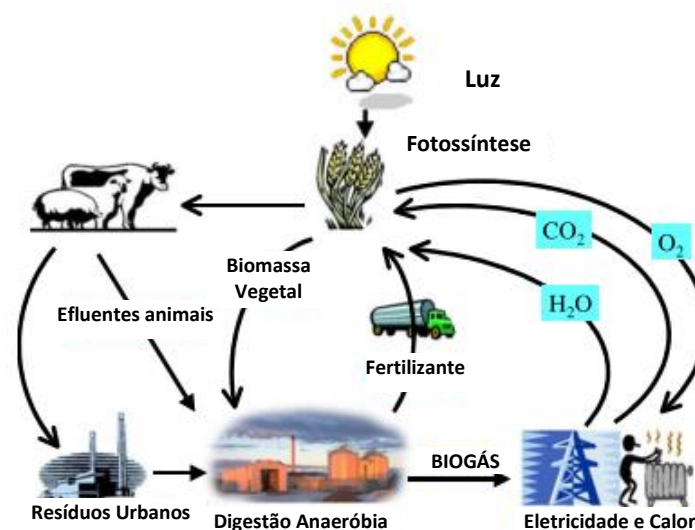
## 6.4 Aplicação do processo de decisão para localização de centrais de biogás

Nesta secção aplicaremos o processo de apoio à decisão espacial multicritério na avaliação da aptidão do solo para localização de centrais de biogás, na região de EDM, para tratamento e valorização dos efluentes animais oriundos das explorações leiteiras da região.

### 6.4.1 Definição do Problema

O destino a dar aos efluentes animais das explorações leiteiras torna-se cada vez mais uma questão preocupante no que se refere à qualidade ambiental. A incapacidade de os armazenar (na sua totalidade e/ou por longos períodos) e o seu excessivo espalhamento no solo (por vezes em quantidades exageradas ou em épocas impróprias) levam à ocorrência de graves problemas ambientais e de saúde pública, como a contaminação da água, poluição do ar, odores desagradáveis, entre outros. A transformação destes efluentes em energia elétrica e calorífica e fertilizantes, através do processo de DA realizado em centrais de biogás, é uma solução adequada para o seu tratamento e valorização.

O biogás pode ser produzido a partir de quase todos os tipos de matérias-primas biológicas, dentro dos sectores primários da agricultura e de diversos fluxos de resíduos orgânicos provenientes da sociedade global. A Figura 6.2 apresenta o ciclo de sustentabilidade ambiental subjacente.



**Figura 6.2:** Representação esquemática do Ciclo de Sustentabilidade da Digestão Anaeróbia de efluentes e resíduos orgânicos (Holm-Nielsen et al., 2009 e em Al Seadi et al., 2008).

Pelo menos 25% da energia renovável pode, no futuro, ser originária do biogás produzido a partir de materiais orgânicos, efluente animal, silagens de colheita, etc. (Holm-Nielsen et al., 2009). O biogás é distinto de outras energias renováveis sobretudo em três tópicos (Holm-Nielsen et al., 2009):

- i. é uma energia praticamente limpa;
- ii. é importante na contribuição do controlo e recolha de resíduos agrícolas e orgânicos;
- iii. pode ser produzido quando necessário e é facilmente armazenado.

Existem muitos tipos de centrais de biogás, classificadas de acordo com o tipo de substrato utilizado, de acordo com a tecnologia aplicada ou de acordo com seu tamanho (Holm-Nielsen et al., 2009). Segundo ADENE (2003) e Al Seadi et al. (2008) a digestão anaeróbia de resíduos pode ser realizada em diferentes escalas, as quais se podem dividir em três situações típicas: sistemas individuais (ou à escala familiar), com utilização de resíduos gerados por uma única unidade produtiva e no próprio local da instalação; sistemas comuns (ou à escala de exploração), resultantes da cooperação de alguns (poucos) produtores vizinhos com vista ao processamento conjunto dos respetivos resíduos; e sistemas centralizados, de carácter regional, onde se faz a digestão conjunta de diferentes resíduos provenientes de diversas fontes.

No caso estudado, é irrealista considerar a instalação de centrais de biogás em cada exploração, quer pelos custos envolvidos, quer pela diferença das dimensões das explorações e consequentes diferenças na quantidade de efluentes produzidos. Assim, neste trabalho, consideramos como pressuposto a instalação de centrais de biogás centralizadas, onde se realiza a digestão anaeróbia conjunta de resíduos procedentes de várias explorações, que poderão não só proporcionar a escala necessária para implementação de soluções tecnológicas mais completas, como também permitir uma gestão (redução de custos e mão de obra, por exemplo), produção e controlo mais eficazes.

Em Portugal, tem havido uma preocupação recente na questão da avaliação da produção de biogás usando diferentes origens, mas ainda não existe legislação que defina a localização, as características e as limitações à instalação de centrais deste tipo. Neste estudo, recorreremos a legislação dirigida à instalação de infraestruturas semelhantes (como os aterros sanitários), aos Planos Diretores Municipais, à contribuição de um especialista da área e a outros estudos realizados, como o estudo desenvolvido pela Agência para a Energia (ADENE, 2003) para análise de viabilidade do tratamento centralizado de resíduos agropecuários no concelho de Montemor-o-Novo.

### 6.4.2 Restrições

A este tipo de infraestruturas estão associadas características pouco desejáveis (quer pelo tipo de matéria-prima em si e seu transporte, quer pela produção de gás e eletricidade) e preocupações sociais (impactes estéticos, poluição sonora e saúde) e, como tal, não podem ser localizadas em determinados locais ou próximas de outros. Neste estudo, são consideradas nove restrições: sete critérios de exclusão, a área mínima exigida e a forma adequada, enumerados e descritos na Tabela 6.3.

	Restrições	Descrição
<i>Critérios de exclusão</i>	REN, Rede Natura 2000 e Áreas Protegidas	Excluir as áreas classificadas como Reserva Ecológica Nacional (REN), Rede Natura e Áreas Protegidas.
	Rede Hidrográfica	Excluir as Linhas de água e áreas cuja distância a estas seja inferior a 150 metros.
	Rede Viária (AE, ER,EN) e Ferroviária	Excluir as Auto-Estradas (AE), Estradas Regionais (ER), Estradas Nacionais (EN) e rede ferroviária e áreas cuja distância seja inferior a 70 metros destas (limitações legais para instalações de caráter industrial).
	Declives	Excluir áreas com declive superior a 15% e inferior a 2,5% (evitar áreas propícias a inundações e custos elevados na construção).
	Áreas Urbanas, Industriais e Comerciais e Infraestruturas	Excluir áreas Urbanas, Industriais e Comerciais e Infraestruturas (Aeroportos, áreas portuárias e outros equipamentos) e áreas cuja distância a estas seja inferior a 200m.
	Áreas Edificadas	Excluir Edifícios (tipologia isolada).
	Rede Elétrica	Excluir áreas cuja distância à Rede Elétrica de Muito Alta Tensão seja inferior a 200m, cuja distância à Rede Elétrica de Alta Tensão seja inferior a 100m e cuja distância à Rede de Média tensão seja inferior a 50 m (as 3 situações por razões de segurança).
<i>Área Mínima</i>	Os potenciais locais têm de ter uma área de pelo menos 1 hectare para a instalação de uma central de biogás.	
<i>Forma Adequada</i>	Excluir os locais (polígonos) que verifiquem esta condição: ( $1 \leq \text{area}(ha) \leq 1,5ha$ e $\text{índice de circularidade} < 0,45$ ) ou ( $1,5ha < \text{area} < 2,5ha$ e $\text{índice de circularidade} < 0,25$ ).	

**Tabela 6.3:** Restrições: critérios de exclusão, área mínima e forma adequada.

Consideram-se as sete camadas temáticas (cujas características técnicas e cartas são apresentadas no Apêndice B) relacionadas com os critérios de exclusão e realiza-se uma reclassificação, sendo 0 as áreas a excluir e 1 as áreas a não excluir. Multiplicam-se todas essas camadas e obtém-se uma restrição global definindo os locais a excluir através da lógica booleana.

Além dos critérios de exclusão, considera-se ainda a área mínima exigida para a instalação de uma central de biogás, que o especialista definiu como 1 hectare (ha). Outros estudos, como Al Seadi et al. (2008) e projetos (Project BiG>East; EurObserv'ER, European Biogas Association, etc.) foram também considerados na definição deste valor.

Depois da análise dos resultados verifica-se que nem todos os locais obtidos (polígonos) possuem a forma adequada à implementação de uma central de biogás. Foi então definida uma restrição, envolvendo um especialista, baseada na área do local (polígono) e no índice de circularidade, apresentada na Tabela 6.3. No final desta etapa obtém-se o mapa de restrição contendo os locais aptos.

### **6.4.3 Fatores**

No processo de decisão são também considerados fatores que permitem a classificação dos locais aptos em categorias de aptidão, da mais baixa para a mais alta, por forma a determinar os locais mais adequados à instalação de centrais de biogás. Neste estudo são considerados treze fatores, definidos pelo especialista, que os agrupou em três dimensões: ambiental; económica; social e segurança (Tabela 6.4.).

Uma central de biogás deve ser preferencialmente instalada o mais afastada possível de elementos biofísicos como água e áreas de valor ecológico ou agrícola, a fim de reduzir o risco de contaminação e proteger o ambiente. O uso e a ocupação do solo também devem ser considerados por forma a minimizar os impactes com as atividades existentes e reduzir os riscos de infiltrações e consequentes contaminações.

Por questões económicas, as centrais de biogás devem estar próximas da rede elétrica, das estradas e apresentar valores de declive baixos (dentro dos limites considerados nas restrições, para cada um dos casos) por forma a minimizar os custos associados, quer de injeção da energia produzida na rede elétrica para venda, quer de transporte dos efluentes, quer de construção. Relativamente às estradas, pelo custo de transporte associado, deve-se garantir a proximidade das centrais à rede viária mas, simultaneamente, deve-se minimizar impactes visuais. Deve-se preferencialmente escolher áreas relativamente distantes dos grandes acessos, evitando assim a intervisibilidade da estrutura, mas próximas dos pequenos acessos. Por esta razão, na



análise dos fatores relativos à rede viária, esta é subdividida em Autoestradas, Estradas Regionais e Nacionais e em Estradas Municipais e Caminhos, como consta na Tabela 6.4.

Uma central de biogás tem um impacto significativo sobre a população que vive na proximidade desta, devido às preocupações associadas a este tipo de infraestrutura industrial, como questões estéticas, odores, segurança, ruído, desvalorização do valor do imóvel e riscos de saúde. Assim, as centrais devem preferencialmente ser localizadas em zonas afastadas das áreas urbanas, residenciais, comerciais e industriais.

<b>Tipo</b>	<b>Critérios</b>	<b>Nome</b>	<b>Objetivo</b>
<b><i>Ambiental</i></b>	Distância à REN (Rede Ecológica Nacional)	F1	Maximizar
	Distância a Habitats Protegidos (Rede Natura e Áreas Protegidas)	F2	Maximizar
	Distância à RAN (Reserva Agrícola Nacional)	F3	Maximizar
	Distância à Rede Hidrográfica	F4	Maximizar
	Ocupação e Uso do Solo	F5	Maximizar
	Solos Agrícolas	F6	Maximizar
<b><i>Económico</i></b>	Declives (em %)	F7	Minimizar
	Distância às Autoestradas, Estradas Regionais e Nacionais	F8	Maximizar
	Distância às Estradas Municipais e Caminhos	F9	Minimizar
	Distância à Rede Elétrica - Linhas de Média Tensão	F10	Minimizar
	Distância à Rede Elétrica - Alta Tensão	F11	Minimizar
<b><i>Social e Segurança</i></b>	Distância às Áreas Urbanas, Industriais, Comerciais e Infraestruturas	F12	Maximizar
	Distância às Áreas Edificadas	F13	Maximizar

**Tabela 6.4:** Fatores e seus objetivos

Os fatores considerados são maioritariamente quantitativos, representados por distâncias; sendo apenas dois deles (F5 e F6) qualitativos; dada a subjetividade dos critérios qualitativos, procedemos à sua simplificação através do recurso a uma escala de classificação (Tabela 6.5).

Ocupação e Uso do Solo (F5)	Solos Agrícolas (F6)
1- Áreas pantanosas, praias e dunas, espaços verdes urbanos	1- Aeronossolos
2- Áreas degradadas, pedreiras, minas	2- Antrossolos
3- Áreas agrícolas	3- Fluvisolos
4- Áreas florestais	4- Regossolos/Cambissolos
5- Áreas de incultos e matos	5- Leptosolos

**Tabela 6.5:** Reclassificação dos fatores F5 e F6.

Para cada uma das camadas (cujas Cartas são apresentadas no Apêndice B) são determinados, através das Estatísticas Zonais, os valores máximo e mínimo do fator associado. Dois cenários são definidos: *Pior* e *Melhor*, sendo a cada um deles associado uma matriz de decisão, a usar na aplicação interativa do método ELECTRE TRI.

#### 6.4.4 Preferências no método ELECTRE TRI

Usamos o método ELECTRE TRI para classificar as alternativas (locais aptos) de acordo com três categorias pré-definidas: *Aptidão Baixa* (Categoria 1), *Aptidão Média* (Categoria 2), *Aptidão Elevada* (Categoria 3). Para aplicar o ELECTRE TRI, os decisores (neste caso concreto, o especialista) devem expressar as suas preferências através de um conjunto de parâmetros subjetivos associados ao método.

Os perfis de referência neste caso são dois:  $b_1$  e  $b_2$ ; onde  $b_1$  define os limites entre as categorias *Baixa* e *Média Aptidão*; por sua vez,  $b_2$  delimita as categorias *Média* e *Elevada* aptidão. Cada alternativa (local apto) é comparada com os perfis de referência. Se uma alternativa prevalece sobre  $b_2$  é classificada como de *Aptidão Elevada*; se uma alternativa não prevalecer sobre  $b_1$  então é classificada como de *Baixa Aptidão* e, por fim, se uma alternativa prevalece sobre  $b_1$  mas não prevalece sobre  $b_2$  é qualificada como de *Aptidão Média*. Os perfis de referência definidos pelo especialista são apresentados na Tabela 6.6.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13
$b_2$	250	250	200	350	3	4	6%	250	150	150	150	600	600
$b_1$	50	50	0	200	2	2	12%	150	250	250	250	400	400

**Tabela 6.6:** Perfis de Referência

Outros parâmetros subjetivos são os coeficientes de importância ou pesos ( $k_j$ ), os três limiares de preferência ( $p_j$ ), indiferença ( $q_j$ ) e veto ( $v_j$ ) associados a cada critério, cujo significado já foi explicado na Secção 2.4, definidos pelo especialista e apresentados na Tabela 6.7. O nível de corte considerado foi  $\lambda = 0.60$  (na ausência de veto, os critérios de apoio a uma prevalência devem representar pelo menos 60% do total dos pesos dos critérios).

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	F8	F9	F10	F11	F12	F13
$q_j$	25	25	15	50	0	0	2%	20	20	50	50	50	50
$p_j$	50	50	35	100	1	1	4%	50	50	100	100	100	100
$v_j$	230	230	200	200	2	3	9%	150	350	250	250	400	400
$k_j$	0,075	0,075	0,10	0,10	0,05	0,10	0,10	0,05	0,05	0,05	0,05	0,10	0,10

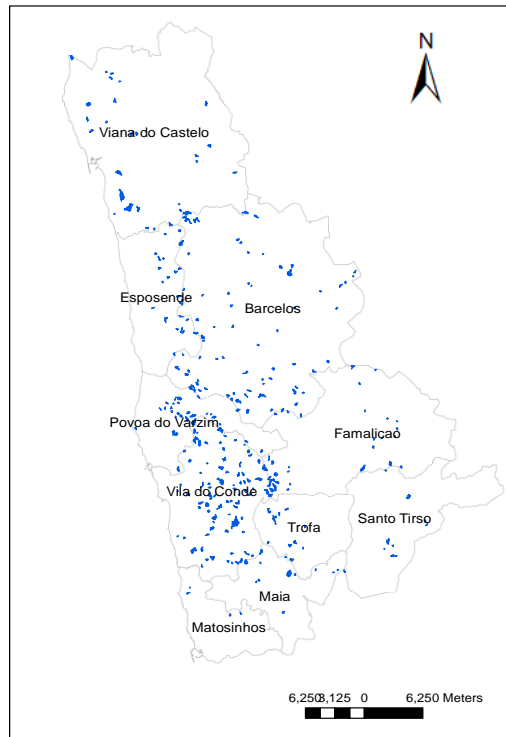
**Tabela 6.7:** Limiares de indiferença, preferência e veto e coeficientes de importância.

O método ELECTRE TRI é aplicado de forma interativa, considerando diferentes tipos de alternativas (locais aptos e grelhas) e dois cenários. No final da aplicação do método, obtém-se um mapa de classificação dos locais aptos relativamente aos três níveis de categorização.

## 6.5 Resultados

O processo de decisão espacial multicritério na avaliação da aptidão do solo para localização de centrais de biogás inicia-se com a consideração dos sete critérios de exclusão definidos para obter os locais potencialmente aptos, sendo obtidos 521 locais (regiões geográficas independentes - polígonos). No entanto, apenas 380 locais têm a área mínima exigida, ou seja, 141 locais são excluídos por apresentarem uma área inferior a 1 ha. Tendo em consideração a restrição da forma adequada, 62 locais são excluídos por não verificarem a condição exigida. Assim, após aplicação destas três restrições, 318 locais foram considerados aptos para a implementação de uma central de biogás, com áreas que variam entre 1 ha e 35,4 ha.

O mapa de restrições (Figura 6.3) representa os locais aptos para localização de centrais de biogás na região EDM. Verifica-se que uma grande proporção (99,2%) da área da região não é apta, sendo apenas 13 km<sup>2</sup> de área considerada apta num total de 1580 km<sup>2</sup> (área total da região em estudo).



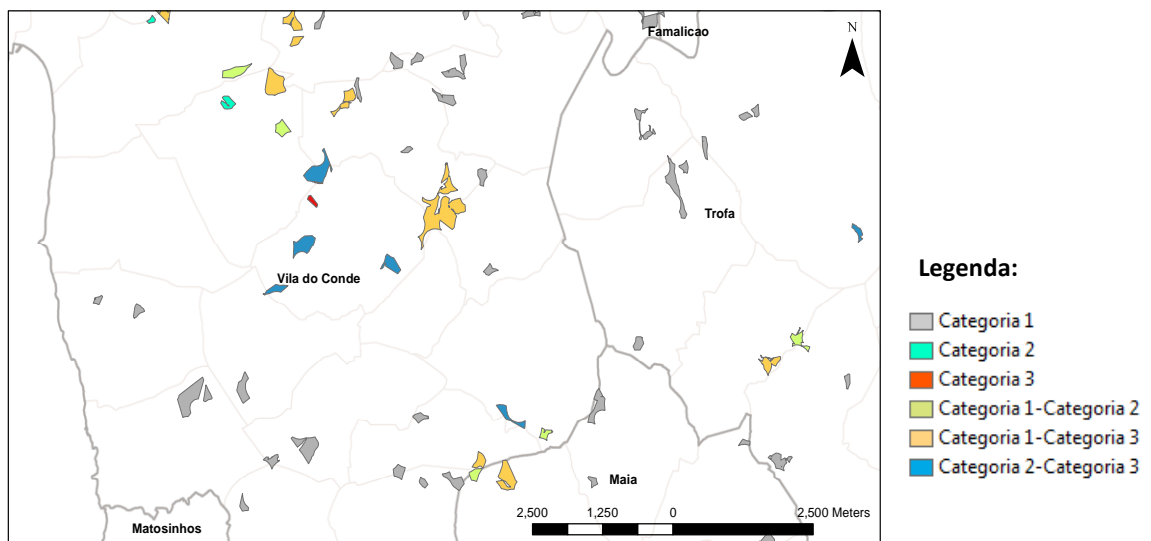
**Figura 6.3:** Mapa de Restrições.

Seguidamente, é aplicado o método ELECTRE TRI considerando os 318 locais aptos como alternativas, para cada cenário (*Pior* e *Melhor*). O método é aplicado duas vezes, tendo como base duas matrizes de decisão distintas associadas aos diferentes cenários, por forma a obter uma classificação de aptidão para os locais aptos. Assim, os resultados, após aplicação do método ELECTRE TRI considerando os locais aptos como alternativas, são os seguintes:

- 245 alternativas (locais aptos) classificados como Categoria 1, ou seja, *Baixa Aptidão*;
- 9 alternativas classificadas como Categoria 2, ou seja, *Aptidão Média*;
- 1 alternativa classificada como Categoria 3, ou seja, *Aptidão Elevada*;
- 22 alternativas variam entre *Baixa* e *Média Aptidão* (classificadas como Categoria 1 no cenário *Pior* e como Categoria 2 no cenário *Melhor* – definiremos como Categoria 1 - Categoria 2);
- 20 alternativas variam entre *Baixa* e *Elevada Aptidão* (classificadas como Categoria 1 no cenário *Pior* e como Categoria 3 no cenário *Melhor* – definiremos como Categoria 1 - Categoria 3);

- 21 alternativas classificadas como *Média* e *Elevada Aptidão* (classificadas como Categoria 2 no cenário *Pior* e como Categoria 3 no cenário *Melhor* – definiremos como Categoria 2 - Categoria 3).

Das 318 alternativas (locais aptos), 255 são classificadas na mesma categoria em ambos os cenários e 63 alternativas não são classificadas de forma definitiva. Na Figura 6.4 apresentamos uma pequena zona da região em estudo com a classificação obtida (inclui a única classificação elevada), para melhor se visualizar uma fração dos resultados desta fase.



**Figura 6.4:** Classificação dos locais aptos, considerando os cenários *Pior* e *Melhor* (mapa detalhado).

Para uma classificação mais precisa dos 63 locais (polígonos) ainda não definitivamente classificados numa determinada categoria, cujas áreas variam entre 1.1 ha e 35.4 ha, é realizada uma subdivisão destes recorrendo-se à geração de grelhas, a fim de obter uma classificação mais específica. Neste estudo, construíram-se grelhas quadrangulares com 2 ha de área, obtidas através da ferramenta ET GeoWizards. Intersectaram-se as grelhas com os 63 locais em análise obtendo-se 513 grelhas. O conjunto destas grelhas, agora consideradas alternativas, apresenta áreas que variam (sendo a máxima de 2 ha).

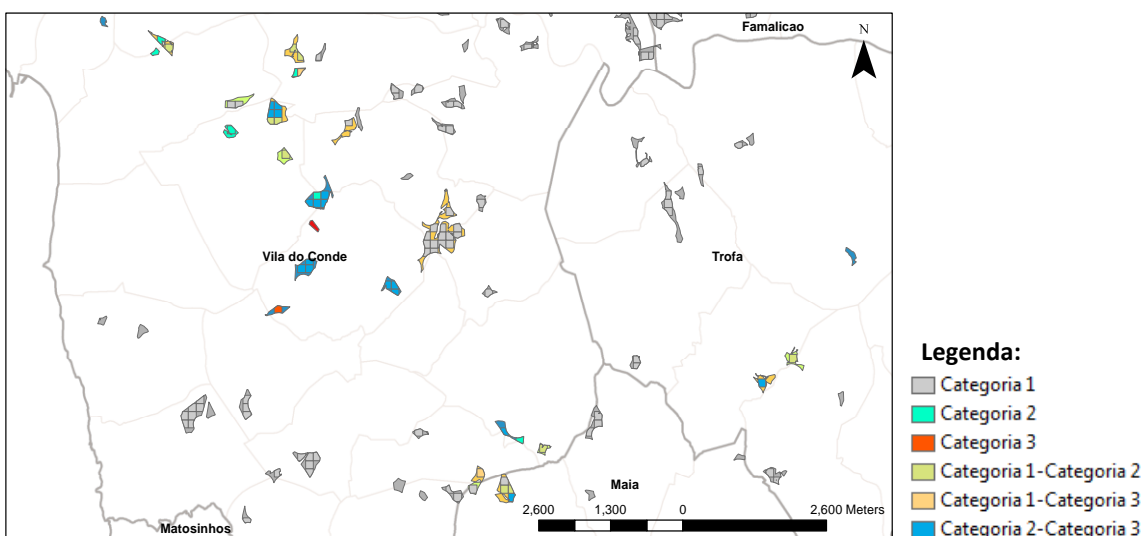
Tal como na fase anterior, também é necessário exigir que cada uma das alternativas (que nesta fase são as grelhas) tenha a área mínima de 1 ha, sendo eliminadas 389 grelhas. Obtêm-se assim 124 grelhas com a área necessária (entre 1 e 2 hectares). No entanto, algumas não possuem uma forma adequada à implementação de centrais de biogás e, como tal, impõe-se

a consideração da seguinte condição de forma: *índice de circularidade*  $\geq 0,40$ . Eliminam-se 15 grelhas. Obtêm-se finalmente 109 grelhas, que são as alternativas para a nova aplicação do método ELECTRE TRI. São igualmente considerados os cenários *Pior* e *Melhor*, através da definição de duas novas matrizes de decisão, obtidas considerando os valores mínimos e máximos das grelhas relativamente aos fatores em estudo. Espera-se agora uma maior homogeneidade de valores nos critérios pela menor amplitude das áreas das alternativas. São também considerados os parâmetros definidos pelo especialista.

Os resultados, após aplicação do método ELECTRE TRI, considerando as grelhas como alternativas, são os seguintes:

- 31 alternativas (grelhas) são classificadas como Categoria 1, ou seja, como *Baixa Aptidão*;
- 11 alternativas são classificadas como Categoria 2, ou seja, *Aptidão Média*;
- 1 alternativa é classificada como Categoria 3, ou seja, *Aptidão Elevada*;
- 31 alternativas (grelhas) variam entre *Baixa* e *Média Aptidão*;
- 3 alternativas variam entre *Baixa* e *Elevada Aptidão*;
- 32 alternativas variam entre *Aptidão Média* e *Elevada*.

Na Figura 6.5 apresentamos uma pequena zona da região (a mesma da Figura 6.4) em estudo com a classificação obtida, para uma mais fácil visualização dos resultados obtidos nesta fase (além da única classificação elevada obtida na primeira fase, encontra-se também nesta zona a nova classificação elevada única obtida considerando as grelhas como alternativas).



**Figura 6.5:** Classificação das grelhas, considerando os cenários *Pior* e *Melhor* (mapa detalhado).

Realçamos que, tendo em consideração as restrições de área mínima e forma adequada exigida para as grelhas e, ainda, o facto da geração das grelhas ser automatizada, alguns dos 63 locais aptos em análise não contêm grelhas. Existem dezasseis locais nesta situação, sendo que cinco são classificados como Categoria 1 - Categoria 2, quatro são classificados como Categoria 1 - Categoria 3 e sete classificados como Categoria 2 - Categoria 3.

Considerando os resultados obtidos até então, obtivemos os seguintes resultados, no que se refere à classificação dos locais com maior aptidão:

- 2 alternativas são classificadas como *Aptidão Elevada*, sendo uma delas um local apto e a outra uma grelha.
- 39 alternativas são classificadas como *Aptidão Média Elevada* (ou seja, classificadas como Categoria 2 no cenário *Pior* e categoria 3 no cenário *Melhor*), sendo 32 delas grelhas e 7 locais aptos.

No total obtiveram-se 41 locais (8 locais aptos e 33 grelhas) classificados com maior aptidão, para a localização de centrais de biogás na região EDM para tratamento e valorização dos efluentes animais oriundos das explorações leiteiras desta região.

As áreas destes locais variam entre 1,038 e 2,215 ha e estão distribuídos por oito concelhos (Figura 6.6): Barcelos, Esposende, Maia, Póvoa de Varzim, Trofa, Viana do Castelo, Vila do Conde e Vila Nova de Famalicão. Cerca de 46% dos locais com maior aptidão localizam-se no concelho de Vila do Conde, 19,5% no concelho de Póvoa do Varzim e 12,2% em Barcelos e 7,32% em Esposende. Para além da distribuição dos locais mais aptos pelos concelhos, analisamos também a sua distribuição pelas freguesias (Tabela 6.8).

Os resultados mostram que o processo de decisão espacial multicritério desenvolvido fornece uma abordagem ampla, multidimensional e adequada ao problema de avaliação da aptidão de solos para implementação de centrais de biogás (ou outro tipo de infraestruturas). Caso o pretendam, os decisores podem realizar uma análise de sensibilidade, modificando os critérios de avaliação ou os parâmetros do método MCDA, obtendo novos resultados e mapas, analisando a robustez dos resultados.

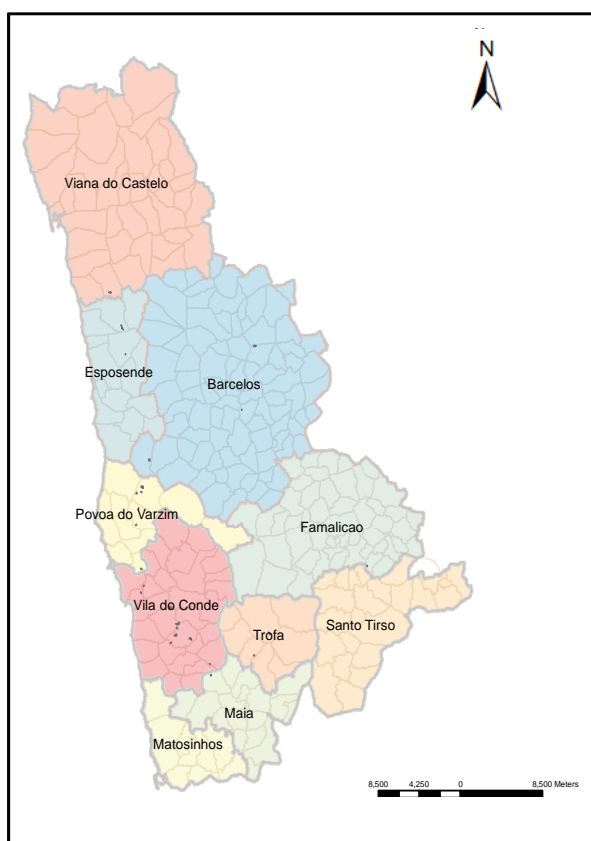


Figura 6.6: Mapa dos locais com maior aptidão.

<b>BARCELOS</b>	<b>5</b>
BARQUEIROS	2
GALEGOS (SANTA MARIA)	2
GAMIL	1
<b>ESPOSENDE</b>	<b>3</b>
ANTAS	2
VILA CHA	1
<b>MAIA</b>	<b>1</b>
GEMUNDE	1
<b>POVOA DE VARZIM</b>	<b>8</b>
ARGIVAI	1
LAUNDOS	5
TERROSO	2
<b>TROFA</b>	<b>2</b>
BOUGADO (SANTIAGO)	1
MURO	1
<b>VIANA DO CASTELO</b>	<b>2</b>
NEIVA	2
<b>VILA DO CONDE</b>	<b>19</b>
AZURARA	1
FAJOZES	5
GIAO	11
GUILHABREU	1
RETORTA	1
<b>VILA NOVA DE FAMILICAO</b>	<b>1</b>
CARREIRA	1
<b>Total</b>	<b>41</b>

Tabela 6.8: Distribuição dos locais com maior aptidão pelas freguesias.

## 6.6 Conclusões

Foi desenvolvido um processo espacial multicritério na avaliação da aptidão do solo para localização de centrais de biogás, utilizando como matéria-prima efluentes oriundos das explorações leiteiras da região EDM. A avaliação da aptidão do solo para seleção de locais adequados à instalação de infraestruturas, em especial as pouco desejáveis, pode ser considerada um problema de decisão espacial multicritério.

As capacidades do SIG foram usadas neste estudo em combinação com um método MCDA. O processo de decisão espacial multicritério desenvolvido concilia as vantagens de ambos: os SIG para gerir e processar informações espaciais, e o MCDA para combinar informações factuais (como os critérios em análise) com informações mais subjetivas (como as preferências do decisor).



Este estudo apresenta uma abordagem original do processo de decisão espacial multicritério na aplicação iterativa do método MCDA ELECTRE TRI, considerando (em primeiro lugar) os locais aptos e (em segundo lugar) as grelhas como alternativas. Começou por analisar os locais aptos considerando a heterogeneidade (variabilidade) dos dados e, seguidamente, com a consideração das grelhas, estudou-se a homogeneidade dentro desses locais. Tal é conseguido com a consideração dos cenários *Pior* e *Melhor*, preenchidos respetivamente com os valores piores e melhores referentes a cada fator. Os resultados obtidos neste processo mostram que o método ELECTRE TRI é adequado à representação e aplicação, em problemas com dimensão e complexidade reais, na avaliação da aptidão agrícola e às particularidades da decisão envolvida. Este processo de decisão classifica os locais aptos em três categorias: *Aptidão Baixa*, *Média* e *Elevada*, permitindo a visualização desta classificação através do mapa de aptidão), dando maior conhecimento aos decisores para a tomada de decisão.

Este processo de decisão espacial multicritério possui limitações. Uma limitação está relacionada com o facto de se envolver apenas um especialista no processo, que assume uma perspetiva técnico-científica, útil neste tipo de problema. Porém, o processo pode beneficiar ainda mais com a participação de outros especialistas em áreas pertinentes (geologia e ordenamento, por exemplo), das autoridades locais e de outras partes interessadas, que podem acrescentar outro tipo de preocupações. Uma outra limitação é a não consideração da quantidade e localização das explorações leiteiras (fontes de biomassa). Esta limitação será considerada e ultrapassada no capítulo seguinte, através da construção e aplicação de um modelo de otimização multiobjectivo para definição do número, dimensão e localização das centrais de biogás.



# Capítulo 7

## MODELO MULTI OBJETIVO PARA A LOCALIZAÇÃO DE CENTRAIS DE BIOGÁS

---

Após a avaliação da aptidão do solo para localização de centrais de biogás, neste capítulo é desenvolvido um modelo matemático multiobjetivo para localização e dimensionamento destas infraestruturas, caracterizadas como indesejáveis.

O capítulo é iniciado com a apresentação de diferentes classificações associadas aos problemas de localização multiobjetivo. Seguidamente, é apresentado o modelo matemático multiobjetivo desenvolvido e seus pressupostos. Este modelo é aplicado no problema de localização de centrais de biogás para o tratamento de efluentes animais provenientes das explorações leiteiras da região EDM. Na análise da localização destas infraestruturas definimos dois cenários: no primeiro consideramos todas as explorações leiteiras em estudo e, no segundo, apenas as explorações classificadas como sustentáveis no Capítulo 5. Por fim, é desenvolvida uma extensão ao modelo multiobjetivo, com a consideração de novos aspetos na análise do problema.

### 7.1 Introdução

Os efluentes animais têm um enorme potencial para se tornarem uma importante fonte de energia renovável através da sua transformação em gás metano e sua posterior conversão em energia elétrica ou calorífica e, ainda, em fertilizante resultante do produto digerido por um sistema bioenergético de DA.

Há um crescente interesse em instalar DA usando os efluentes animais como fonte de biomassa tanto pelo valor económico, como pelo benefício ambiental (Ma et al., 2005). Por outro

lado, dada a natureza deste tipo de infraestruturas, existe uma oposição à sua instalação sobretudo pela população próxima da sua localização, pelos riscos ambientais, de saúde, odores, depreciação do valor da propriedade, entre outros. Este tipo de oposição está associado a fenómenos sociais conhecidos como NIMBY (“*Not In My Back Yard*”- “Não no meu quintal”) ou NIMNBY (“*Not In My Neighbour’s Back Yard*” – “Não no quintal do meu vizinho”) que reforçam a rejeição da população na localização destas infraestruturas perto das suas casas ou de zonas habitacionais.

Este tipo de infraestrutura classifica-se como indesejável, pretendendo-se que fique o mais afastado possível da população mas garantindo a sua acessibilidade. As infraestruturas indesejáveis distinguem-se normalmente entre nocivas (“*noxious facilities*”) e desagradáveis (“*obnoxious facilities*”) (Erkut e Neuman, 1989), onde o primeiro tipo envolve um risco potencial para a saúde e segurança pública. O segundo tipo possui menos risco, sendo essas infraestruturas muitas vezes definidas como recursos úteis para a população em geral, mas mal vistas pela população do local onde vão ser localizadas.

Os problemas de localização caracterizam-se pela escolha de um conjunto de locais para a instalação de determinadas infraestruturas (equipamentos, instalações ou serviços), tendo em consideração um conjunto de objetivos e a verificação de determinadas restrições. A complexidade da localização de infraestruturas indesejáveis reside sobretudo na existência de vários objetivos, por vezes conflitantes, relacionados com o custo, o risco, a segurança, a rejeição social, a equidade, entre outros, que se pretendem minimizar ou maximizar, e no extenso número de variáveis de decisão.

Este tipo de problemas foi, tradicionalmente, formulado considerando um único objetivo. No entanto, não é de esperar que um modelo com um único objetivo consiga modelar com precisão problemas deste tipo (Erkut e Neuman, 1989). Atualmente, é indiscutível que a maior parte dos problemas de localização, em particular aqueles que lidam com infraestruturas indesejáveis, é, por natureza, multicritério.

O MCDA tem contribuído para o crescimento da ciência da localização, abrindo portas para a aplicação em várias áreas e a problemas reais. Farahani et al. (2010) apresentam o estado da arte dos problemas de localização multicritério, abordando as imensas áreas de aplicação como: a energia, o ambiente, a medicina, a agricultura e a gestão, entre outras. Estes autores categorizam os problemas de localização MCDA em Problemas de Localização Multiobjetivo (PL-MODM) e Problemas de Localização Multiatributo (PL-MADM), tendo em consideração a classificação das técnicas MCDA (referida no Capítulo 2).

Neste capítulo estudamos o problema de localização multicritério com recurso à programação matemática multiobjetivo, em que o conjunto de soluções admissíveis é definido implicitamente por restrições analíticas e por objetivos definidos explicitamente através de funções. Os objetivos mais comuns considerados em PL-MODM são: minimizar os custos, minimizar a oposição ou a rejeição social, maximizar a equidade, minimizar a distância entre as infraestruturas e os “clientes” e minimizar o impacto ambiental (Cohon, 1978; Erkut e Neuman, 1992; Tuzkaya et al., 2008; Alçada-Almeida et al., 2009).

Nos problemas de localização multiobjetivo pretende-se decidir quanto ao número e à localização das infraestruturas a instalar e à afetação destas às entidades que se pretendem satisfazer, de forma a otimizar determinados objetivos. Dependendo do problema, é possível que também se tenha de definir o tipo de infraestrutura a instalar, como por exemplo a sua tecnologia e a sua capacidade instalada.

Nas últimas três décadas vários autores têm-se interessado no desenvolvimento de modelos para problemas de localização multiobjetivo de infraestruturas indesejáveis, tais como aterros sanitários (Melachrinoudis et al., 1995; Rakas et al., 2004), instalações de gestão de resíduos sólidos urbanos (Erkut et al., 2008), instalações de incineradoras (Alçada-Almeida et al., 2009), instalação de centrais para tratamento de materiais perigosos (Wyman e Kuby, 1993 e 1995), de ecopontos (Coutinho-Rodrigues et al., 2012a), centrais de biogás (Unal et al., 2011), entre outras.

Na análise da localização de centrais de biogás é necessário considerar vários aspetos, como a situação atual e potencial na produção e utilização de biogás (Holm-Nielsen et al., 2009; Tricase e Lombardi, 2009; Salomon e Lora, 2009; Ulusoy et al., 2009; Gómez et al., 2010) e a análise técnica, económica e ambiental da utilização de biogás (Maeng et al., 1999; Murphy et al., 2004; Taleghani e Kia, 2005; Al Seadi et al., 2008, Neves et al., 2009; Jingura e Matengaifa, 2009; Madlener et al., 2009).

Dadas as características espaciais associadas aos problemas de localização, os SIG têm sido usados como ferramenta de apoio no estudo da localização de infraestruturas como, por exemplo, em Church (2002), Sener et al. (2006), Malczewski (2006) e Yi et al. (2010). Em particular, nos problemas de localização de centrais de biogás existem vários autores que realçam o papel do SIG, quer no seu mapeamento, quer na sua avaliação (Dagnall et al., 2000; Voivontas et al., 2001; Batzias et al., 2005; Panichelli e Gnansounou, 2008; Madlener e Schmid, 2009; Sultana e Kumar, 2012; Perpiña et al., 2013; Höhn et al., 2014). Segundo Church (2002), no futuro projeta-se um papel cada vez mais relevante dos SIG no apoio aos problemas de localização.

O objetivo neste capítulo é definir a localização de centrais de biogás, mais especificamente, desenvolver um modelo multiobjetivo para determinar o número de centrais de biogás a implementar, as respectivas capacidades de tratamento (ou tipos), a afetação das explorações às centrais de biogás (por indicação da quantidade de efluentes a transportar de cada exploração para cada central) e a quantidade total de efluentes a tratar em cada central (implicitamente definida pela totalização das afetações). Este problema define-se como um problema de Localização-Afetação. Para formulação e resolução deste problema recorreremos à Programação Linear Inteira-Mista Multiobjetivo e, para recolha, tratamento dos dados espaciais e visualização dos resultados, recorreremos ao SIG.

## 7.2 Problemas de Localização Multiobjetivo

Os problemas de localização multiobjetivo podem ser classificados de acordo com (Crainic e Laporte, 1997; Owen e Daskin, 1998; Hale e Moberg, 2003; Klose e Drexler, 2005; Ehrgott, 2005; Reville et al., 2008; Rentizelas e Tatsiopoulos, 2010; Farahani et al., 2010):

- o tipo de infraestruturas: desejáveis ou indesejáveis;
- o número de objetivos: biobjetivo ou  $k$ -objetivo ( $k \geq 3$ );
- o número de infraestruturas a instalar: única ou múltiplas;
- as características do espaço de soluções: discreto ou contínuo;
- o tipo de localização: no plano ou em rede;
- as características temporais: estáticos ou dinâmicos;
- as certezas/incertezas associadas: determinísticos e estocásticos;
- o tipo de modelo de localização: de cobertura,  $p$ -centro e  $p$ -mediana.

A maioria dos modelos de localização apresentados na literatura trata de infraestruturas desejáveis (como serviços de emergência, escolas e polícia) que se desejam o mais próximo possível das populações a servir. O habitual, nestes casos, é incluir a minimização de alguma função (ou funções) de distância entre as infraestruturas e as populações (como a soma ponderada das distâncias entre as infraestruturas e as populações ou a maior distância entre qualquer população e a infraestrutura mais próxima).

No caso de se tratar de infraestruturas indesejáveis, como estações de tratamento de resíduos, aeroportos, centrais de biogás, instalações militares, entre outras, pretende-se

localizá-las o mais longe possível das populações (ou a uma distância considerável), assegurando simultaneamente a sua acessibilidade e sua invisibilidade (mitigando simultaneamente eventuais efeitos desagradáveis para além dos estéticos). Neste tipo de problemas lidamos com objetivos conflituosos, como: maximizar a equidade, minimizar o custo total, minimizar o risco, maximizar a acessibilidade.

Na literatura os problemas mais comuns são biobjetivo e existem vários exemplos de aplicação em problemas de localização de infraestruturas indesejáveis (Fonseca e Captivo, 1996; Brimberg e Juel, 1998; Plastria e Carrizosa, 1999; Melachrinoudis, 1999; Hamacher et al., 2002; Rakas et al., 2004; Karasakal e Nadirler, 2008; Captivo e Clímaco, 2008; Captivo et al., 2008; Coutinho-Rodrigues et al., 2012a, Fernandes et al., 2014). Nas abordagens biobjetivo, os objetivos considerados com maior frequência são a redução de custos e a redução dos efeitos indesejáveis (neste último, por exemplo, maximizando a distância) (Farahani et al., 2010).

Em abordagens multiobjetivo (com mais do que dois objetivos), os objetivos considerados com maior frequência são os diferentes tipos de custo, risco/efeito nocivo e equidade. Um dos primeiros trabalhos na localização deste tipo de infraestrutura é de Ratick e White (1988) onde considerou três objetivos: minimizar custo total, minimizar oposição e maximizar equidade. Outros estudos surgiram com objetivos similares a estes como Malczewski e Ogryczak (1990) (apresenta cinco objetivos), Erkut e Neuman (1992) (três objetivos), Melachrinoudis et al. (1995) (com quatro objetivos), Erkut et al. (2008) (com cinco objetivos), Alçada-Almeida et al. (2009) (com cinco objetivos), Samanlioglu (2013) (com três objetivos), entre outros. Independentemente de se considerar dois ou mais objetivos, na generalidade dos problemas de localização, é notório o conflito entre eles.

A definição do número de infraestruturas a localizar (uma ou mais) influencia a forma de análise e formulação do problema de localização. A maioria dos estudos realizados diz respeito à instalação de apenas uma infraestrutura. Neste caso, a distância entre a infraestrutura e a população é um fator relevante.

Nos problemas de localização podemos considerar um número finito ou infinito de possíveis locais para as infraestruturas. Os problemas de localização discreta (as infraestruturas podem unicamente ser instaladas num número finito de pontos) têm sido considerados mais adequados pela maioria dos autores. Para Krarup e Pruzan (1990) as razões para tal prendem-se com o facto de os decisores considerarem a representação discreta mais realista e mais adequada ao problema de localização de infraestruturas e as formulações para os problemas contínuos

serem relativamente difíceis de resolver. A maior dificuldade em resolver os problemas contínuos no plano Euclidiano está intimamente relacionada com a noção de distância.

A localização de infraestruturas, sobretudo as indesejáveis, não pode ser considerada em qualquer ponto do espaço Euclidiano (Captivo e Clímaco, 2004); exige o cumprimento de restrições ambientais e de fatores económicos e sociais (como a proximidade à rede viária e o afastamento das áreas habitacionais). Cappanera et al. (2004) e Reville et al. (2008) apresentam uma extensa revisão bibliográfica na área dos problemas de localização discreta. Este tipo de problemas são os que têm atraído menos atenção (Hekmatfar e SteadieSeifi, 2009).

Nos modelos no plano a localização pode ocorrer em qualquer lugar (do plano) e, nos modelos de rede, assume-se que as infraestruturas a instalar podem ser localizadas em qualquer vértice ou ao longo de qualquer arco de rede.

A maioria dos modelos de localização estudados é estática, ou seja, independente do tempo. Os modelos dinâmicos têm o tempo em consideração, e procura-se determinar o padrão ótimo de localização considerando um determinado período de tempo durante o qual as instalações podem abrir, fechar, mudar características como a capacidade, entre outras alterações, sendo considerados custos (e outros efeitos) específicos para cada uma dessas mudanças possíveis de estado (Dias, 2010).

Os modelos de localização podem ser de natureza estocástica ou determinística, o que se caracteriza por estarem respetivamente sujeitos, ou não, a incertezas.

Os problemas de localização podem ainda ser classificados de acordo com os principais modelos de localização que os abordam (Crainic e Laporte, 1997; Owen e Daskin, 1998):

- i. os modelos de cobertura têm como objetivo minimizar o custo da localização de um conjunto de infraestruturas procurando o nível máximo de cobertura da população. Este tipo de modelo assume um conjunto finito de localizações possíveis. Geralmente está associado a um orçamento máximo e é muito utilizado na localização de serviços públicos, tais como centros de saúde, escolas, etc.
- ii. os modelos  $p$ -centro (ou minimax) têm como objetivo minimizar a máxima distância entre a população ou pontos de procura e a infraestrutura mais próxima. Estes modelos são principalmente aplicados a serviços de emergência, tais como estações de bombeiros e ambulâncias.
- iii. os modelos de  $p$ -mediana têm como objetivo localizar  $p$  infraestruturas nos vértices de uma rede e alocar a procura a estas infraestruturas de forma a minimizar as distâncias percorridas. Estes modelos podem considerar que as



infraestruturas possuem (ou não) restrições de capacidade. Estes modelos são particularmente relevantes em serviços logísticos e de distribuição de cargas.

Esta classificação não é estanque, nem os agrupamentos efetuados nos problemas são mutuamente exclusivos; um determinado modelo (e problemas associados) pode contemplar várias destas características. Por exemplo, o modelo em estudo aborda um problema multiobjetivo de localização discreta, com restrições de capacidade, estático, determinístico e de múltiplas infraestruturas indesejáveis.

Nos problemas de localização multiobjetivo pretende-se determinar o conjunto de soluções eficientes, ou apenas um conjunto de soluções preferidas (soluções eficientes escolhidas pelo decisor) (Farahani et al., 2010). Na resolução de alguns problemas reais de localização recorre-se frequentemente à PLIMO ou à PLIMMO (apresentadas no Capítulo 2) como, por exemplo, Rakas et al. (2004), Caballero et al. (2007), Erkut et al. (2008), Alçada-Almeida et al. (2009), Coutinho-Rodrigues et al. (2012a), Coutinho-Rodrigues et al. (2012b), Vaskan et al. (2013), Samanlioglu (2013), Balaman e Selim (2014).

Os processos de cálculo de soluções eficientes em geral são intrínsecos a métodos de apoio à decisão baseados na resolução de modelos de otimização multiobjetivo: os métodos geradores que contemplam o cálculo do conjunto de todas as soluções eficientes, ou de um subconjunto que se pretende representativo (cabendo ao decisor a tarefa de articular, a posteriori, as suas preferências de forma a selecionar uma das soluções calculadas); e os métodos de articulação de preferências do decisor em que a articulação é realizada a priori ou de forma progressiva (métodos iterativos) - descritos no Capítulo 2.

Alves e Costa (2012) referem que em problemas PLIMO/PLIMMO os métodos classificam-se sobretudo em geradores e iterativos. Alves e Clímaco (2007) apresentam uma revisão bibliográfica sobre métodos iterativos dedicados a problemas de PLIMO e PLIMMO, em que os métodos são classificados de acordo com o tipo de informação exigida ao decisor e os procedimentos usados para determinar as soluções. Alves e Costa (2012) debruçam-se sobre métodos geradores para problemas de PLIMO e PLIMMO.

### 7.3 Modelo multiobjetivo para localização de centrais de biogás

O modelo PLIMMO para o problema de localização-afetação de centrais de biogás desenvolvido contém três funções objetivo de cariz económico e social.

Consideramos dois objetivos económicos: os custos de investimento inicial, operação e manutenção, e os custos de transporte. Estes dois objetivos, que representam custos associados à instalação e funcionamento das centrais, foram considerados em separado por se definirem como conflituosos neste problema: o custo de investimento inicial, operação e manutenção favorece o menor número de centrais e com maiores dimensões (economia de escala), ao passo que os custos de transporte favorecem um maior número de centrais e com menor dimensão. Caso fossem agregados num único objetivo esse efeito seria diluído ou mesmo anulado. Para além disso, a instalação e o funcionamento deste tipo de infraestruturas pode ser da responsabilidade de entidades distintas, por exemplo, uma entidade de capital associada ao investimento inicial e à manutenção, e uma empresa de transportes associada à recolha dos efluentes. A análise dos custos em separado permite assim avaliar a qualidade das soluções segundo as duas perspetivas. Acrescenta-se ainda o facto de que, ao transporte, está ainda associada a emissão de poluentes de acordo com a distância percorrida, sendo reconhecido o impacte ambiental consequente da utilização de veículos automóveis para a recolha dos efluentes. Contudo, no tipo de infraestruturas em estudo em que as viaturas podem usar o biocombustível produzido no próprio sistema (que é menos poluente e não tem custos tão elevados) acaba por não ser causado um impacte tão elevado sobretudo quando comparado com os benefícios energéticos e ambientais da reciclagem deste tipo de efluentes.

Consideramos como objetivo de cariz social a rejeição social, que considera a oposição que este tipo de infraestrutura causa junto da população próxima da sua localização. Os objetivos económicos e sociais, em análise, são conflitantes: a rejeição social está em conflito com os custos de transporte, pois quanto mais afastadas estão as centrais das populações, menor a rejeição social, aumentando no entanto o custo de transporte por se afastarem simultaneamente da maioria das explorações (dado que no caso estudado as explorações situam-se em zonas muito próximas de áreas urbanas); por sua vez, a rejeição social está em conflito com os custos de investimento inicial, operação e manutenção pois as centrais mais pequenas lidam com menor rejeição social por parte das populações próximas, mas isso implica aumentar o número de centrais e logo os custos associados, degradando a economia de escala. Pretendemos minimizar cada um dos três objetivos considerados.

Antes de procedermos à apresentação do modelo PLIMMO é necessário descrever o problema em estudo mais detalhadamente. É um problema de localização discreta, tendo sido vários locais classificados como os mais aptos através da avaliação da aptidão do solo (descrita no capítulo anterior) com recurso ao método MADM ELECTRE TRI e aos SIG. Identificar previamente o conjunto de localizações potenciais corresponde a uma prática comum em aplicações reais, porque as preocupações ambientais, económicas e sociais impõem restrições e limitações na localização de infraestruturas indesejáveis, como a proximidade à rede viária, a proximidade à rede elétrica, o afastamento das áreas urbanas e áreas protegidas, entre outras consideradas.

Existem diferentes tipos de centrais de biogás, como já referido no capítulo anterior e, no caso em estudo, considerou-se que se trata de unidades centralizadas.

No estudo da localização deste tipo de infraestruturas algumas características relacionadas com o processo de digestão anaeróbia são consideradas, como: o tipo de substrato (no caso estudado são apenas os efluentes das explorações leiteiras), a estrutura técnica, a dimensão, etc., de acordo com a bibliografia da área como, por exemplo, Dagnall et al. (2000), Al Seadi et al. (2008), Holm-Nielsen et al. (2009).

Assumimos que a totalidade de efluentes produzidos nas explorações leiteiras é tratada e que a quantidade de efluentes produzida em cada exploração pode ser afeta a mais do que uma central de biogás.

Consideramos três tipos de dimensão das centrais: Pequena, Média e Grande, de acordo com a quantidade de efluentes processados e quantidade de energia elétrica produzida. Foi definida para cada tipo de central, com base na literatura consultada, a quantidade mínima e máxima de efluentes a tratar diariamente para que a central seja económica e tecnicamente viável.

De acordo com a dimensão da central, é necessário que os locais aptos tenham uma área mínima (em ha) para a sua instalação, que é tanto maior quanto maior for a dimensão da central. Assim, um determinado tipo de central poderá ser localizado num local candidato se a área desse local for superior ou igual à área mínima exigida por esse tipo.

Assumimos também que os custos de investimento inicial, operação e manutenção dependem das diferentes dimensões das centrais. Estes custos estão sujeitos a economias de escala (Nielsen et al., 2002 e Baldwin et al., 2009). No cálculo dos custos de operação e manutenção é considerado o tempo médio de vida de uma central de biogás.

O custo de transporte de efluentes das explorações para as centrais é baseado na quantidade transportada, na distância (euclidiana) percorrida (ida e volta) e no custo por km. Não foi possível ter acesso à rede viária da região em estudo.

Neste trabalho é ainda exigido que a central se encontre a uma certa distância máxima das explorações associadas, por forma a manter as propriedades da biomassa (os efluentes).

Temos ainda de considerar questões sociais associadas à instalação destas infraestruturas por forma a minimizar a oposição da população. Existem na literatura várias formas de definição e cálculo da rejeição social. Erkut e Neuman (1992) consideram que a rejeição depende da distância entre a infraestrutura e os centros populacionais próximos e da escala (dimensão) das infraestruturas. Callabero et al. (2007) definem rejeição social em função da dimensão das infraestruturas (neste caso, incineradoras) e da distância. Na definição de rejeição social incluída no modelo desenvolvido, consideramos a população e a área das freguesias próximas dos locais candidatos num determinado raio (km) e a dimensão das centrais de biogás.

De seguida, apresentamos o conjunto de parâmetros e variáveis envolvidas na formulação do modelo PLIMMO desenvolvido:

*Índices:*

$i$  – explorações leiteiras ( $i = 1, 2, \dots, m$ );

$j$  – locais aptos ( $j = 1, 2, \dots, n$ );

$k$  – tipo de central de biogás ( $k = 1, \dots, l$ );

$h$  - freguesias ( $h = 1, \dots, p$ ) na região em estudo;

*Parâmetros:*

$m_i$  quantidade de efluentes ( $m^3$ /dia) produzida na exploração leiteira  $i$ ;

$c_k^{min}$  quantidade mínima de efluentes ( $m^3$ /dia) a processar diariamente numa central de biogás do tipo  $k$  que justifica, e possibilita, a sua abertura;

$c_k^{max}$  quantidade máxima de efluentes ( $m^3$ /dia) que uma central de biogás do tipo  $k$  consegue processar diariamente;

$a_j$  área (em ha) do local apto  $j$ ;

$a_k^{min}$  área mínima (em ha) exigida para instalação de uma central de biogás do tipo  $k$ ;

$d_{ij}$  distância Euclidiana (em km) entre a exploração leiteira  $i$  e o (centro do) local apto  $j$ ;

- $d$  distância máxima permitida (em km) entre as explorações leiteiras e as centrais de biogás associadas;
- $v$  tempo (médio) de vida de uma central de biogás (em anos);
- $t$  custo de transporte (em €) de  $1 m^3$  de efluentes por km;
- $f_k$  custo de investimento inicial (em €) de uma central de biogás do tipo  $k$ ;
- $g_k$  custo de operação e manutenção (em €), por ano, de uma central de biogás do tipo  $k$ ;
- $\theta$  *buffer* (ou raio), em km, para qualquer local apto, que envolve a população que manifesta preocupação com a proximidade da central de biogás (distância fixa);
- $r_{hjk}$  rejeição social da população da freguesia  $h$ , que está no *buffer* de  $\theta$  km do local apto  $j$  relativamente à localização de uma central do tipo  $k$ ;
- $p_h$  população da freguesia  $h$ ;
- $a_h$  área (em ha) da freguesia  $h$ ;
- $a_{hj}^\theta$  área (em ha) da freguesia  $h$ , que está contida no *buffer* de  $\theta$  km do local apto  $j$ ;
- $p_j^\theta$  número de pessoas que estão até uma distância de  $\theta$  km do local apto  $j$ ;
- $s_k$  penalização social para as centrais de biogás do tipo  $k$

*Variáveis de decisão:*

- $q_{ij}$  quantidade de efluentes (em  $m^3$ ) da exploração leiteira  $i$  afeta ao local apto  $j$  por dia. Esta variável só está definida para os pares  $(i, j)$  tais que  $d_{ij} \leq d$  (isto é, a distância entre as explorações e centrais tem de ser menor ou igual a uma distância fixa para que possa existir transporte de efluentes).
- $y_{jk}$  1, se a central de biogás do tipo  $k$  é localizada no local apto  $j$ ; 0, caso contrário (variável binária). Esta variável só está definida para os pares  $(j, k)$  tais que  $a_j \geq a_k^{min}$  (isto é, a área do local apto  $j$  tem de ser maior ou igual à área exigida pelo tipo  $k$  da central a instalar).

De seguida, as funções objetivo e as restrições são formuladas:

$$\text{Min } Z_1 = \sum_{j=1}^n \sum_{\substack{k=1 \\ a_j \geq a_k^{\min}}}^l (f_k + v g_k) y_{jk} \quad (1)$$

$$\text{Min } Z_2 = \sum_{i=1}^m \sum_{\substack{j=1 \\ d_{ij} \leq d}}^n 2td_{ij} q_{ij} \quad (2)$$

$$\text{Min } Z_3 = \sum_{h=1}^p \sum_{j=1}^n \sum_{\substack{k=1 \\ a_j \geq a_k^{\min}}}^l r_{hjk} y_{jk} = \sum_{j=1}^n \sum_{\substack{k=1 \\ a_j \geq a_k^{\min}}}^l p_j^{\theta} s_k y_{jk} \quad (3)$$

Sujeito a:

$$\sum_{\substack{j=1 \\ d_{ij} \leq d}}^n q_{ij} = m_i, \quad \forall i \quad (4)$$

$$\sum_{\substack{k=1 \\ a_j \geq a_k^{\min}}}^l y_{jk} \leq 1, \quad \forall j \quad (5)$$

$$\sum_{\substack{k=1 \\ a_j \geq a_k^{\min}}}^l c_k^{\min} y_{jk} \leq \sum_{\substack{i=1 \\ d_{ij} \leq d}}^m q_{ij} \leq \sum_{\substack{k=1 \\ a_j \geq a_k^{\min}}}^l c_k^{\max} y_{jk}, \quad \forall j \quad (6)$$

$$q_{ij} \geq 0, \quad \forall i, j \quad (7)$$

$$y_{jk} \in \{0,1\} \quad \forall j, k \quad (8)$$

A função objetivo  $Z_1$  é expressa em euros e consiste na minimização dos custos de investimento inicial, operação e manutenção, suportados durante a vida útil das centrais de biogás a instalar. A função objetivo  $Z_2$ , também em euros, representa a minimização dos custos de transporte diários inerentes a cada configuração (solução) de centrais e afetações de explorações. A função objetivo  $Z_3$  representa a minimização da rejeição social da população afetada pela localização de infraestruturas a menos de uma determinada distância (*buffer*). A rejeição social é avaliada considerando a população incluída num *buffer* de  $\theta$  km a partir dos locais aptos  $j$  ( $p_j^{\theta}$ ), determinada através do quociente entre a área da freguesia contida no *buffer* ( $a_{hj}^{\theta}$ ) e a área total dessa freguesia ( $a_h$ ), considerando ainda a população total dessa freguesia ( $p_h$ ), da seguinte forma:

$$p_j^\theta = \sum_{h=1}^p p_h \times \frac{a_{hj}^\theta}{a_h}$$

Para além disso, na determinação da rejeição social é ainda considerado um fator penalizante ( $s_k$ ) que é um fator de agravamento considerado em função da área ocupada por cada tipo de central. Consideramos que o impacto da instalação de uma central de um determinado tipo é determinado em função da área ocupada pela central, ou seja,  $s_k = a_k^{min}, \forall k = \{1,2,3\}$ . Por outras palavras, a rejeição social aumenta com a dimensão da central, aqui referenciada pela área ocupada, uma vez que quanto maior a central, maior a quantidade de efluentes a tratar e a transportar, mais riscos de diversa ordem estão associados, o que provoca maior oposição por parte da população.

As restrições consideradas asseguram que: (4) a quantidade total transportada, por dia, de cada exploração para o conjunto de centrais de biogás associado é igual à produção diária da exploração; (5) em cada local apto é instalada, no máximo, uma central de biogás (de qualquer dos tipos); (6) a quantidade de efluentes tratados por dia em cada central tem de ser superior à capacidade mínima exigida, e inferior à capacidade máxima (em  $m^3$ ) associada a cada tipo de central (aberta); (7) a quantidade transportada de uma exploração para uma central tem de ser positiva (ou nula).

#### 7.4 Aplicação do modelo na região Entre Douro e Minho

A região EDM situa-se na região noroeste de Portugal e é constituída por dez concelhos, conforme anteriormente referido, com uma área total de  $1580 \text{ km}^2$ . Estes concelhos têm um total de 294 freguesias (ou seja,  $p = 294$ ). Esta região possui 1705 explorações leiteiras ( $m = 1705$ ) com mais de 100 000 animais, que produzem cerca de 1,5 milhões de  $m^3$ /ano de efluentes, o que equivale a cerca de  $4017 \text{ m}^3$ /dia.

No capítulo 6, na avaliação da aptidão do solo, obtivemos 41 locais classificados como os mais aptos (média-alta aptidão), cuja área varia entre 1,038 e 2,215 ha. Alguns destes locais são contíguos e decidiu-se agregar esses locais, obtendo-se assim um total de 27 locais aptos ( $n = 27$ ) cujas áreas variam entre 1,038 e 6,674 ha.

Definimos três tipos de centrais de biogás centralizadas ( $l = 3$ ) com dimensões distintas (Tabela 7.1), de acordo com a quantidade máxima de energia elétrica produzida: 200 kWe ( $k = 1$ ) designada como Pequena, 500 kWe ( $k = 2$ ) designada como Média e 1000 kWe ( $k = 3$ ) designada como Grande.

A produção de biogás é baseada em vários estudos de análise técnica, ambiental e económica, como Dagnall et al. (2000), Ciborowski (2001), Murphy et al. (2004) e Caslin (2009), que indicam a quantidade de energia elétrica gerada, em kWh, a partir de  $1 \text{ m}^3$  de biogás produzido e o número de vacas necessárias para produção de  $1 \text{ m}^3$  de biogás (por dia). A capacidade mínima e máxima são definidas considerando questões de logísticas associadas ao transporte e tratamento deste tipo de resíduos (Murphy e Power, 2009; Karagiannidis e Perkoulidis, 2009).

Para as centrais de biogás serem económica e tecnicamente viáveis, é necessário associar um número mínimo de vacas: Ma et al. (2005) referem que são necessárias pelo menos 400 vacas leiteiras; Soares et al. (s/d) referem um mínimo de 525 vacas; Ciborowski (2001) refere um intervalo entre 500 e 800 vacas. Neste estudo, consideramos 800 vacas como número mínimo e, determinando a quantidade (mínima) de efluentes ( $\text{m}^3/\text{dia}$ ) associada a esse número de vacas, considerando os estudos referidos anteriormente, obtém-se  $c_1^{min} = 42$  (Tabela 7.1).

O custo de investimento inicial inclui as unidades de digestão anaeróbia, nomeadamente, tanque(s) de receção, digestor(es), tanque(s) de higienização, tanque(s) de armazenamento do produto digerido, sistema de purificação do biogás, gasómetro(s), caldeira a gás, instalação de cogeração e tubagens. Esses custos dependem de muitos fatores, de entre os quais se destacam o tipo de tecnologia e a capacidade do sistema a implementar (ADENE, 2003). Para a determinação destes custos, analisamos vários estudos de outros países e consultamos uma empresa portuguesa da área do Biogás, a *ENC Energy*, solicitando uma análise e parecer sobre qual dos estudos se aproxima mais da realidade portuguesa. Após este processo, foi decidido considerar um estudo desenvolvido em Inglaterra e Itália pela Associação Europeia de Biomassa (AEBIOM, 2009), que considerou três tipos de centrais (definidas de forma similar ao nosso caso estudado) de acordo com a produção elétrica. Os valores definidos (Tabela 7.1), no entanto, devem ser interpretados como indicativos uma vez que estes custos dependem da tecnologia escolhida e outros fatores (como o tipo de digestor).

Os custos de operação e manutenção referem-se principalmente aos encargos com pessoal, custos administrativos e diferentes tipos de consumo. Estes custos, tal como o investimento inicial, dependem da capacidade da instalação e das suas características técnicas, e



são passíveis de economia de escala (Nielsen et al., 2002; Baldwin et al., 2009). Neste estudo, à semelhança de outros (Demuynck et al., 1984; ADENE, 2003; Naskeo Environment, 2009), consideramos que os custos de manutenção e operação de uma central de biogás representam, por ano e em média, 2% do custo de investimento (Tabela 7.1). No cálculo destes custos consideramos 20 anos o tempo médio de vida de uma central de biogás (ou seja,  $v = 20$ ), baseado em Stucki et al. (2012).

Por fim, e de acordo com o tipo de central de biogás, é necessário que o local candidato possua uma área mínima pré-definida (em ha) para sua instalação, que será tanto maior quanto maior for a central.

Nome	Tipo	Electricidade produzida (kWe/dia)	Número de animais	Quantidade mínima de efluentes ( $m^3$ /dia) $c_k^{min}$	Quantidade máxima de efluentes ( $m^3$ /dia) $c_k^{max}$	Custo (€) do investimento inicial $f_k$	Custo (€) de operação e manutenção $g_k$	Área mínima (ha) exigida $a_k^{min}$
<b>Pequena</b> ( $k = 1$ )	200 kWe	100 - 200	800 - 1600	42	84	980 000	19 600	1
<b>Média</b> ( $k = 2$ )	500 kWe	200 - 500	1600 - 4000	84	210	1 900 000	38 000	1,5
<b>Grande</b> ( $k = 3$ )	1000 kWe	500 - 1000	4000 - 8000	210	420	3 200 000	64 000	2,5

**Tabela 7.1:** Tipo de centrais de biogás e características associadas.

O custo de transporte dos efluentes provenientes das explorações leiteiras para os locais candidatos é um aspeto fundamental a considerar na instalação das centrais de biogás. A otimização completa do sistema de recolha de efluentes exige vários parâmetros, tais como, os percursos efetuados, a distância percorrida, número de camiões usados, a frequência de recolha, entre outros, para determinar os custos exatos associados ao transporte. Dada a impossibilidade de obter dados detalhados para tais parâmetros, a análise realizada para os custos de transporte de efluentes baseou-se nas distâncias, em linha reta, entre os centros dos locais aptos e das explorações leiteiras (considerando viagem de ida e volta, multiplicando-se assim por 2 esta distância) e nos custos por unidade transportada. Trata-se, assim, de uma análise aproximada, mas ressalva-se que não é objetivo do presente trabalho uma análise de problemas de transportes.

Nas explorações em estudo existe uma grande variabilidade da produção de efluentes, desde cerca de 0,06 m<sup>3</sup>/dia nas explorações mais pequenas, até aproximadamente 26 m<sup>3</sup>/dia nas grandes explorações.

Supõe-se que o transporte dos efluentes é efetuado em tanques de vácuo por camiões e, ainda, que a recolha destes é realizada diariamente dada a necessidade de fornecimento contínuo de efluentes no processo de digestão, por forma a minimizar a degradação das suas propriedades biofísicas. O custo de transporte por quantidade de efluentes transportados, de acordo com a distância percorrida, foi baseado em Durão (2009) com um valor de 0,12 €/ (m<sup>3</sup>. Km), considerando um camião cisterna com capacidade de 30 m<sup>3</sup>, ou seja,  $t = 0,12$ .

A distância máxima considerada na recolha dos efluentes varia de autor para autor e está muitas vezes associada à concentração de matéria orgânica. ADENE (2003) defende a consideração da distância até 15 km. Por sua vez, Durão (2009) admite um raio máximo para o transporte de resíduos de 25 km. Unal et al. (2011) considera um raio até 40 km e Dagnall et al. (2000) consideram que essa distância se encontra no intervalo entre 10 a 40 km. Neste trabalho, definimos como distância máxima 25 km ( $d = 25$ ) e garantimos que a quantidade total de efluentes produzida em todas as explorações é processada (afeta ao conjunto de centrais a instalar).

Outro conceito de distância referido neste trabalho é usado na definição da rejeição social. Consideramos que uma freguesia está na vizinhança de uma central de biogás se estiver incluída (total ou parcialmente) num raio (*buffer*) de 3 km em volta da central, ou seja,  $\theta = 3$ . Consideramos assim que, no fator de penalização social de uma central Pequena, uma pessoa da população que se encontre a menos de 3 km da referida central é contabilizada como uma pessoa singular ( $s_k = 1$ ). À medida que a central for maior este fator aumenta em função da área ocupada, da seguinte forma:  $s_k = a_k^{min}, \forall k = \{1,2,3\}$ , i.e.,

$$s_k = \begin{cases} 1 & \text{se } k = 1 \\ 1,5 & \text{se } k = 2. \\ 2,5 & \text{se } k = 3 \end{cases}$$

As ferramentas SIG têm um papel crucial em problemas de localização na obtenção, análise e visualização de dados de entrada e resultados com características espaciais. Neste estudo são muitos os dados georreferenciados, como a localização das explorações leiteiras e dos locais aptos. Para além disso, tem ainda de se proceder à determinação da área de cada um desses locais, da distância entre as explorações e centrais e demais dados caracterizadores, através de funções SIG.

## 7.5 Resultados

Na aplicação do modelo multiobjetivo desenvolvido consideramos dois cenários que diferem no conjunto de explorações leiteiras consideradas. No primeiro cenário consideramos todas as explorações em estudo; as 1705 existentes aquando da realização do inquérito para o desenvolvimento do POBLPEDM (2007). No segundo cenário consideramos apenas as explorações leiteiras classificadas como Sustentáveis (na análise constante do Capítulo 5).

Os resultados são obtidos usando o CPLEX 12.5, a partir da programação do modelo multiobjetivo em linguagem OPL (Optimization Programming Language), e da automatização do processo de interpretação e visualização dos ficheiros de saída.

### 7.5.1 Localização das centrais de biogás considerando todas as explorações leiteiras

Neste cenário, o problema PLIMMO desenvolvido contém 1786 restrições e 37 396 variáveis, das quais 49 são binárias.

Para obter um subconjunto de soluções eficientes usamos as seguintes duas abordagens, referenciadas no Capítulo 2:

- (1) Otimização da soma ponderada das  $p$  funções objetivo;
- (2) Minimização da distância a um ponto de referência.

Na abordagem (1), numa primeira etapa, cada função objetivo é minimizada individualmente, considerando pesos infinitesimais ( $\epsilon$ ) para as outras funções objetivo (para não se obterem soluções dominadas). Obtêm-se assim as soluções designadas por Opt1, Opt2 e Opt3, representando os ótimos individuais de cada função objetivo apresentados na Tabela 7.2.

Na etapa seguinte, as três funções objetivo são combinadas numa função escalar substituta normalizada da seguinte forma:  $\lambda_1 \times \frac{Z_1}{Opt1} + \lambda_2 \times \frac{Z_2}{Opt2} + \lambda_3 \times \frac{Z_3}{Opt3}$ , onde  $\frac{Z_1}{Opt1}$  representa a percentagem de desvio da solução em relação ao ótimo do objetivo 1 (similar significado para os outros dois quocientes), normalizando todos os coeficientes  $\lambda$  (fatores de ponderação – pesos) para o intervalo entre ]0,1[, com  $\sum_{i=1}^3 \lambda_i = 1$ .

Esta normalização atenua as diferenças na ordem de grandeza de todos os coeficientes. Caso contrário, os objetivos com valores absolutos mais elevados na vizinhança do seu ótimo iriam ter um peso efetivo mais relevante alterando as indicações dadas pelo decisor através dos pesos. Deste modo, procura-se que as soluções encontradas estejam em maior conformidade

com as preferências subjacentes à especificação dos pesos. Este efeito pode, contudo, não ser completamente atingido devido a diferentes fatores ligados à estrutura específica do problema como, por exemplo, a inexistência de soluções inteiras na “zona apontada” pela relação entre os pesos.

Através das soluções Opt1, Opt2 e Opt3 é determinada a solução ideal  $z^* = (46\ 032, 5234, 263\ 909)$ , sendo os valores ótimos destacados a negrito para cada função objetivo na Tabela 7.2. Também é determinada a solução nadir, que é constituída pelos piores valores obtidos para cada uma das funções objetivo, sendo  $z^{nad} = (55\ 748, 7492, 536\ 812)$ . É importante referir que este conjunto de piores valores é apenas aquele que se obtém nas corridas para determinar o ótimo individual de cada um dos objetivos do modelo, quando considerados individualmente (utilizando, em cada corrida, pesos infinitesimais nos restantes que não se estão a otimizar para não se obterem soluções dominadas). Assim, não corresponderão aos piores valores absolutos para cada objetivo considerando todas as soluções admissíveis do problema e, porventura, nem sequer corresponderão aos piores valores de cada objetivo considerando apenas o conjunto das soluções não-dominadas. Em modelos com mais de dois objetivos (como é o caso) é frequente conseguir degradar mais ainda um objetivo atribuindo-lhe um peso infinitesimal e distribuindo os 100% de importância em proporções idênticas pelos restantes (continuando a obter soluções não-dominadas). Note-se que nas soluções ideal e nadir, o valor referente à primeira função objetivo está definido em milhares de euros (ver Tabela 7.2); o valor das restantes duas funções objetivo mantém a unidade inicial.

Para determinar um conjunto de soluções eficientes, representativas da fronteira de Pareto, é considerado um grupo de sete somas ponderadas distintas (Tabela 7.2): Solução 5 - Ponderada (0,33; 0,33; 0,33), Solução 6 - Ponderada (0,30; 0,40; 0,30), Solução 7 - Ponderada (0,25; 0,50; 0,25), Solução 8 - Ponderada (0,20; 0,60; 0,20), Solução 9 - Ponderada (0,15; 0,70; 0,15), Solução 10 - Ponderada (0,10; 0,80; 0,10) e Solução 11 - Ponderada (0,05; 0,90; 0,05).

Para cada solução, são determinadas as distâncias percentuais normalizadas  $\left(\frac{Z_i - Opt_i}{Opt_i}\right)$ ,  $i = 1,2,3$ , ao ótimo individual de cada função objetivo, representadas na Tabela 7.2, nas colunas “ $\Delta Opt1$ ”, “ $\Delta Opt2$ ” e “ $\Delta Opt3$ ”.

A outra forma de abordagem (2) minimiza a distância à solução ideal (que foi o ponto de referência definido) considerando duas métricas: na solução 4 usamos a métrica  $L_\infty$  e na solução 5 a métrica  $L_1$  (referenciadas no Capítulo 2). Os valores da função objetivo obtidos para essas soluções estão representados nas linhas “ $L_\infty$  (Norm)” e “ $L_1$  (Norm)”, respetivamente, na Tabela 7.2. Sabendo-se antecipadamente que a solução para a formulação “ $L_1$  (Norm)” coincide com a

solução obtida por igual ponderação para as três funções objetivo, designamos na Tabela 7.2 esta solução como “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)”. A solução “L $\infty$  (Norm)” minimiza o maior afastamento percentual dos valores obtidos para os três objetivos, considerados individualmente, em relação ao ótimo de cada um.

Nas colunas “ $\Delta L_1$ ” e “ $\Delta L_\infty$ ” da Tabela 7.2 é definida a distância percentual à solução ideal para cada uma destas métricas, sendo “ $\Delta L_1$ ” obtida através da soma de  $\Delta Opt_1$ ,  $\Delta Opt_2$  e  $\Delta Opt_3$  e “ $\Delta L_\infty$ ” obtida como o máximo entre  $\Delta Opt_1$ ,  $\Delta Opt_2$  e  $\Delta Opt_3$ . Usando esta normalização, confirmamos que as soluções #1 e #6 são coincidentes com a solução obtida por ponderação igual para as três funções objetivo (#5).

Considerando este subconjunto de soluções eficientes verifica-se que, para processar a quantidade diária de efluentes (4017 m<sup>3</sup>) proveniente das 1705 explorações, tendo em consideração a capacidade associada a cada tipo de central de biogás definido, é necessário abrir pelo menos 13 centrais (solução #1, #5 e #6). Entre as onze soluções (#1 a #11), oito locais para instalação das centrais são coincidentes.

Minimizando apenas a função objetivo (1) (custos de investimento inicial, manutenção e operação) abrem-se 13 centrais de biogás (solução #1). Neste caso, é favorecida a abertura de centrais com maior dimensão dado que os custos das centrais do tipo Médio e Grande são menores por m<sup>3</sup> processado.

Minimizando os custos de transporte o número de centrais aumenta, atingindo o seu valor máximo (25 centrais, apenas dois locais candidatos não são considerados), sendo a sua maioria do tipo Pequeno. Tal provoca, necessariamente, um aumento dos custos de investimento inicial, manutenção e operação e um aumento da rejeição social por implicar um maior número de pessoas afetadas.

Quando se minimiza a rejeição social obtém-se uma configuração com 15 centrais abertas, sendo favorecida a instalação de centrais do tipo Média e Grande para albergar a maior quantidade de efluentes, de forma a não abrir em outros locais de maior impacte social, o que provoca sobretudo um aumento nos custos de transporte.

A minimização dos primeiro e terceiro objetivos geram soluções semelhantes no que respeita à tipologia de centrais a instalar, pois ambas as configurações favorecem poucas e maiores instalações (diferindo nos locais concretos selecionados), em conflito com o segundo objetivo que sugere abrir um elevado número de centrais de pequena dimensão.

Na Tabela 7.2 verifica-se que o valor das funções objetivo, tipo e número de centrais coincidem nas soluções Opt1, L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) e Ponderada (0,30; 0,40; 0,30), mas realça-se que os respetivos conjuntos de valores obtidos para as variáveis de decisão ( $q_{ij}$  e  $Y_{jk}$ ) são distintos entre si para cada uma delas. Por exemplo, as soluções L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) e Ponderada (0,30; 0,40; 0,30) coincidem nos locais a abrir, mas a quantidade de efluentes afeta entre as explorações e as centrais varia; por sua vez, os locais ótimos a abrir na solução Opt1 não coincidem com os das outras duas soluções (a diferença está numa central do tipo médio que nesta solução é no local 19 e nas outras é no local 26). Assim, estas soluções coincidem no espaço dos objetivos, mas são distintas no espaço das variáveis de decisão.

A solução “ $L^\infty$  (Norm)” apenas se afasta num máximo de 14,8% em relação a qualquer um dos ótimos dos três objetivos, que são inatingíveis em conjunto. A solução “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” apresenta o valor mais baixo de afastamento, 27,5%, referente à acumulação dos desvios percentuais aos mesmos três ótimos. A solução “ $L^\infty$  (Norm)” define a abertura de 14 centrais, favorecendo a instalação de centrais de biogás Médias ou Grandes (apenas uma Pequena é aberta); semelhante a esta, a solução “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” define a abertura de 12 centrais de dimensão Média ou Grande e também apenas uma de dimensão Pequena.

Em relação às outras soluções ponderadas (# 6 ao #11) verifica-se que o número de centrais aumenta à medida que o peso atribuído à segunda função objetivo aumenta, sendo o expectável pelas razões já referidas. Apesar de todas estas soluções serem não-dominadas (por consequência do método de geração ser uma combinação linear de pesos positivos), existe uma solução que, em princípio, nunca seria implementada, por análise simples do *trade-off* entre os valores dos objetivos; a solução #10, tem os mesmos custos de instalação operação e manutenção que a solução #9 e, para reduzir apenas três dezenas de euros (por dia) em relação a esta solução nos custos de transporte, degrada consideravelmente o indicador de rejeição social (mais cerca de 7000 pessoas equivalente<sup>16</sup> afetadas).

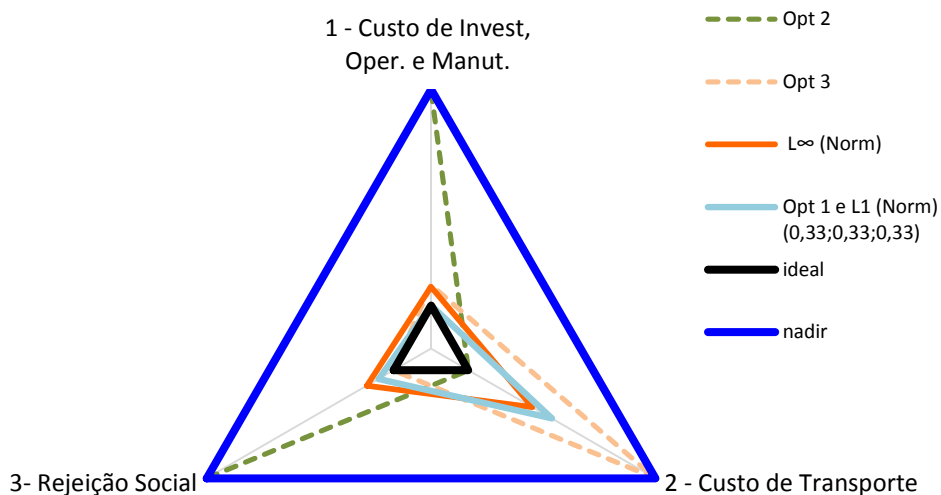
<sup>16</sup> Entenda-se por “pessoas equivalente” o número de pessoas afetadas com a instalação de uma central de biogás, em que cada pessoa é ponderada em função da dimensão da central que a afeta.

Soluções		Objetivos			Tipo de Central de Biogás			Distância Percentual ao ótimo individual			Distância Percentual à solução Ideal		Tempo de execução das iterações (seg.)	Iterações	
Designação	Z <sub>1</sub> – Custos de Inst., Oper. e Manut. (milhares €)	Z <sub>2</sub> – Custos de Transporte (€)	Z <sub>3</sub> – Rejeição Social (número de pessoas equivalente)	Número de Centrais de Biogás	Pequena	Média	Grande	Δ Opt1	Δ Opt2	Δ Opt3	Δ L1	Δ L∞			
#1	Opt 1 (1 – 2ε; ε; ε)	<b>46 032</b>	6 242	285 679	13	1	5	7	0,0%	19,3%	8,2%	27,5%	19,3%	0,8	4 388
#2	Opt 2 (ε; 1 – 2ε; ε)	55 748	<b>5 235</b>	536 812	25	14	7	4	21,1%	0,0%	103,4%	124,5%	103,4%	0,6	1 815
#3	Opt 3 (ε; ε; 1 – 2ε)	46 956	7 492	<b>263 909</b>	15	3	6	6	2,0%	43,1%	0,0%	45,1%	43,1%	0,8	4 388
#4	L∞ (Norm)	46 872	6 007	302 938	14	1	7	6	1,8%	14,8%	14,8%	31,4%	14,8%	4,0	9 805
#5	L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)	<b>46 032</b>	6 242	285 679	13	1	5	7	0,0%	19,3%	8,2%	27,5%	19,3%	7,5	13 680
#6	Ponderada (0,30;0,40;0,30)	<b>46 032</b>	6 242	285 679	13	1	5	7	0,0%	19,3%	8,2%	27,5%	19,3%	3,3	5 980
#7	Ponderada (0,25;0,50;0,25)	46 956	5 743	321 429	15	3	6	6	2,0%	9,7%	21,8%	33,5%	21,8%	2,8	5 742
#8	Ponderada (0,20;0,60;0,20)	46 956	5 743	321 429	15	3	6	6	2,0%	9,7%	21,8%	33,5%	21,8%	1,6	5 195
#9	Ponderada (0,15;0,70;0,15)	49 336	5 496	362 328	19	8	6	5	7,2%	5,0%	37,3%	49,5%	37,3%	6,1	12 604
#10	Ponderada (0,10;0,80;0,10)	49 336	5 465	369 805	19	8	6	5	7,2%	4,4%	40,1%	51,7%	40,1%	6,0	10 840
#11	Ponderada (0,05;0,90;0,05)	51 548	5 269	450 473	21	9	8	4	12,0%	0,7%	70,7%	83,3%	70,7%	3,4	4 725
	<b>Ideal</b>	<b>46 032</b>	<b>5 235</b>	<b>263 909</b>					0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%		
	<b>Nadir</b>	55 748	7 492	536 812					21,1%	43,1%	103,4%	167,6%	103,4%		

Tabela 7.2: Sumário de onze soluções eficientes, representativas da fronteira de Pareto.

A comparação entre um subconjunto particular de soluções pode ser realizada através de uma representação gráfica no espaço dos objetivos: o BAGAL (Alçada-Almeida et al., 2009 e Coutinho-Rodrigues et al., 2012b). No BAGAL (Figura 7.1) pode-se confrontar, de forma intuitiva, a qualidade de cada solução em relação à solução ideal. Esta representação permite uma fácil apreensão do que se ganha e do que se perde (*trade-off*) quando se opta por uma solução em detrimento de outras (Alçada-Almeida, 2006). As soluções ideal e nadir são representadas no BAGAL e definem, respetivamente, os limites internos e externos, sendo que uma solução é tanto melhor quanto mais próxima do centro estiver representada.

Decidimos representar as soluções Opt1, Opt2 e Opt3 no BAGAL e verifica-se que destas, apenas a Opt1 corresponde a uma solução mais razoável, pela proximidade ao centro. Representamos também as soluções “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” (coincidente, neste espaço, com a Opt1) e “L $\infty$  (Norm)” no BAGAL, onde podemos verificar a sua proximidade ao centro e a proximidade entre elas.



**Figura 7.1:** Gráfico BAGAL – Comparação das soluções 1 a 5.

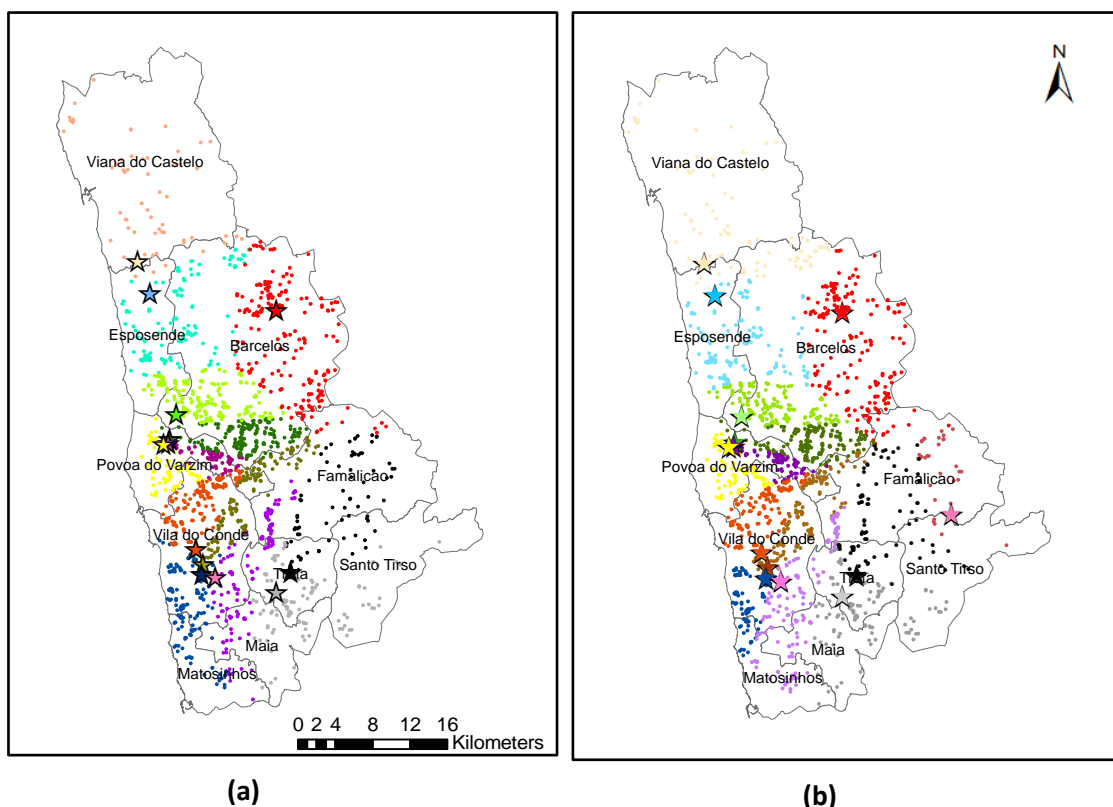
Procedendo a uma comparação mais exaustiva entre as soluções “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” e “L $\infty$  (Norm)” primeiramente no espaço dos objetivos, verifica-se que a solução “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” é melhor em duas funções objetivo (1 e 3) e a solução “L $\infty$  (Norm)” é melhor na função objetivo 2. Procedendo agora a uma comparação entre estas soluções no espaço das variáveis de decisão verifica-se que: nas soluções “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” e “L $\infty$  (Norm)” doze centrais a abrir são coincidentes, a quantidade de efluentes a tratar em cada uma das centrais é semelhante na maioria das centrais, embora o



número de explorações leiteiras afetas a cada uma das centrais seja diferente – Tabela 7.3. Cada uma das soluções possui uma central de biogás em que não é usada a capacidade máxima correspondente ao seu tipo: Local 14 na solução “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” usa 86% da capacidade total do tipo Grande e o Local 20 na solução “L $\infty$  (Norm)” usa 73% da capacidade do tipo Médio.

Para cada um dos locais obtidos em cada solução, determinamos a distância mínima, máxima e média entre as centrais de biogás e as explorações associadas: a mínima distância é de 0.36 km em ambas as soluções e a distância máxima é um pouco mais de 20 km (Tabela 7.3).

Por forma a visualizar a localização das centrais de biogás na região EDM e as explorações que lhes estão afetas, obtidas através das soluções L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) e L $\infty$  (Norm), apresentamos os seguintes mapas (Figura 7.2) recorrendo ao ArcGIS.



**Figura 7.2:** Explorações leiteiras afetas a cada central de biogás relativamente à solução: **(a)** “L1 (Norm) (0,33; 0,33; 0,33)” e **(b)** “L $\infty$  (Norm)”.

	Freguesia	Concelho	Solução “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)”						Solução “L∞ (Norm)”					
			Tipo	Quantidade Efluentes tratados (m <sup>3</sup> )	Número de Explorações Leiteiras afetadas	Distância Máxima (km)	Distância Mínima (km)	Distância Média (km)	Tipo	Quantidade Efluentes tratados (m <sup>3</sup> )	Número de Explorações Leiteiras afetadas	Distância Máxima (km)	Distância Mínima (km)	Distância Média (km)
Local 1	NEIVA	VIANA DO CASTELO	1	84	58	20,32	1,06	9,08	---	---	---	---	---	---
Local 2	GALEGOS (SANTA MARIA)	BARCELOS	3	420	206	17,63	0,60	6,42	3	420	202	17,04	0,60	6,68
Local 5	BARQUEIROS	BARCELOS	3	420	200	11,82	0,58	4,48	3	420	185	11,61	0,58	4,54
Local 6	LAUNDOS	PÓVOA DE VARZIM	3	420	191	15,18	0,57	8,55	3	420	191	15,20	0,57	8,46
Local 7	LAUNDOS	PÓVOA DE VARZIM	2	210	84	8,85	0,41	4,83	2	210	87	10,46	0,41	5,01
Local 9	CARREIRA	VILA NOVA DE FAMALICAO	---	---	---	---	---	---	1	84	31	9,14	1,02	5,82
Local 12	FAJIZES	VILA DO CONDE	3	420	137	9,88	0,81	5,62	3	419,9	131	9,88	0,81	5,37
Local 13	FAJIZES	VILA DO CONDE	3	420	146	18,03	0,65	9,26	3	420	147	15,81	0,58	7,12
Local 14	GIAO	VILA DO CONDE	3	362,7	154	12,81	0,47	4,79	2	210	95	8,94	0,47	4,16
Local 15	GIAO	VILA DO CONDE	3	420	147	14,14	0,36	6,69	3	420	152	12,23	0,36	6,29
Local 17	MURO	TROFA	2	210	103	18,79	1,30	5,37	2	210	99	12,09	1,30	5,00
Local 20	NEIVA	VIANA DO CASTELO	---	---	---	---	---	---	2	152,8	94	20,39	0,96	9,23
Local 22	ANTAS	ESPOSENDE	2	210	129	12,04	1,33	6,60	2	210	135	14,07	1,33	7,31
Local 23	LAUNDOS	PÓVOA DE VARZIM	2	210	84	5,99	0,97	3,58	2	210	83	6,36	0,97	3,65
Local 27	BOUGADO (SANTIAGO)	TROFA	2	210	78	17,57	0,36	9,54	2	210	85	15,64	0,36	7,65

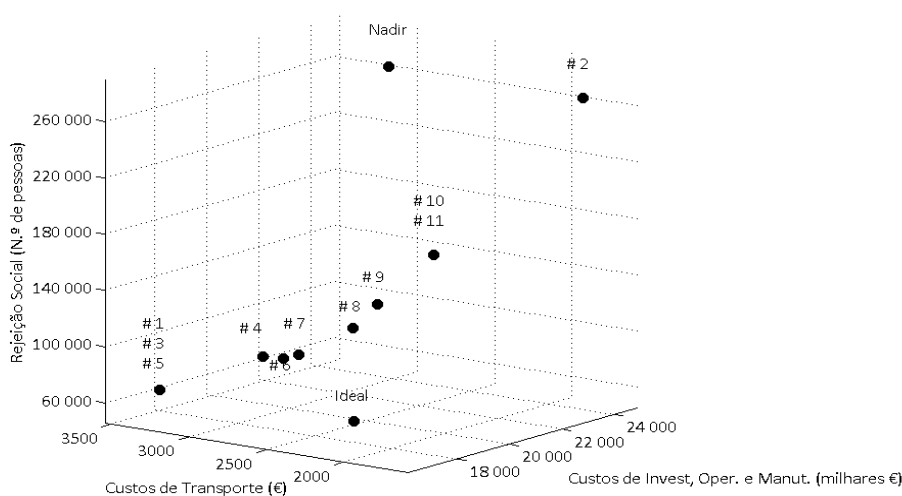
**Tabela 7.3:** Localização, tipo, quantidade de efluentes tratados nas centrais de biogás e número de explorações afetadas a cada central e distância entre elas, considerando as soluções “L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” e “L∞ (Norm)”.

## 7.5.2 Localização das centrais de biogás considerando apenas as explorações classificadas como sustentáveis

De acordo com INE (2011), nas principais regiões produtoras o número de vacas leiteiras apresentou quebras de 45% na Beira Litoral, 19% no Entre Douro e Minho e 6% nos Açores, entre 1999 e 2009. O número de explorações leiteiras registou um decréscimo ainda mais acentuado principalmente nas regiões da Beira Litoral e Entre Douro e Minho (cerca de 74%) enquanto nos Açores diminuiu 36% em relação a 1999. Ainda de acordo com INE (2011), a queda do efetivo leiteiro não registou um decréscimo tão acentuado quanto o número de explorações, dado o aumento do dimensionamento médio do efetivo por exploração. Na análise de sustentabilidade das explorações leiteiras realizada no Capítulo 5, concluímos que 1039 (61%) explorações são classificadas como Não Sustentáveis e 666 (39%) explorações são classificadas como Sustentáveis.

Nesta subsecção pretendemos definir a localização, o tipo de central, a quantidade de efluentes a tratar e a afetação das explorações às centrais de biogás, considerando apenas as explorações sustentáveis, ou seja,  $m = 666$ . Para tal, vamos considerar os mesmos pressupostos, o modelo multiobjetivo já formulado e as mesmas abordagens na determinação de soluções eficientes. As explorações classificadas como sustentáveis produzem um total de 1350,25 m<sup>3</sup>/dia de efluentes (o que representa uma redução de 66% no volume de efluentes gerados diariamente).

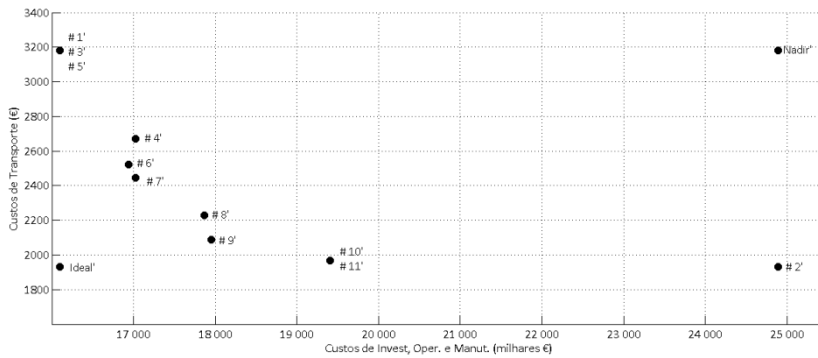
Determinam-se as soluções ideal e nadir para o problema e consideram-se as mesmas 11 soluções definidas anteriormente, apresentadas na Tabela 7.4, cujos resultados no espaço dos objetivos podem ser visualizadas em 3D na Figura 7.3 em projeções 2D nas Figura 7.4 (a), (b) e (c).



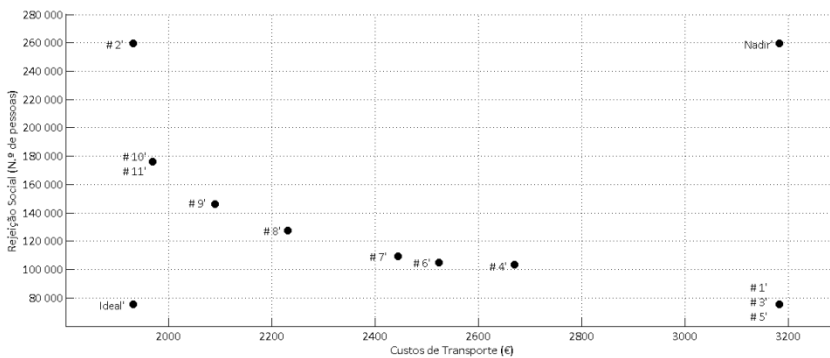
**Figura 7.3:** Soluções da Fronteira de Pareto, no espaço das funções objetivo.

Esta representação 3D permite visualizar alguns dos pontos pertencentes à fronteira de Pareto. Para ter uma percepção mais clara da distribuição dos pontos, consideramos as três projeções em 2D, sendo que a Figura 7.4 (a) ilustra uma projeção no plano (pontos representados por ') para os custos de investimento inicial, manutenção e operação e custo de transporte; a Figura 7.4 (b) apresenta uma projeção no plano para o custo de transporte e rejeição social; por fim, a figura 7.4 (c) representa a projeção no plano dos custos de investimento inicial, manutenção e operação e rejeição social.

(a)



(b)



(c)

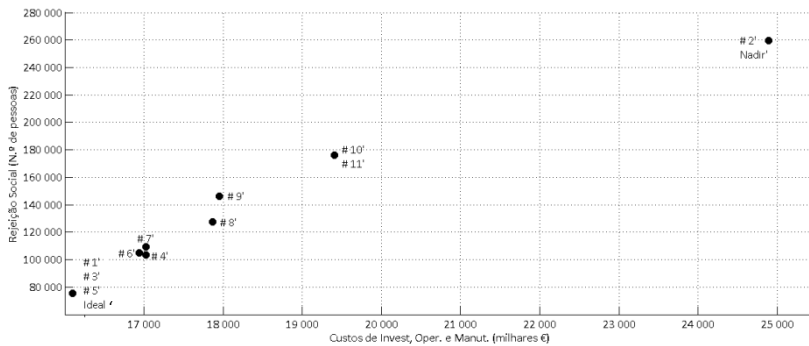


Figura 7.4: Projeção das soluções no plano (2D) das funções objetivo: (a)  $Z_1$  e  $Z_2$ ; (b)  $Z_2$  e  $Z_3$  e (c)  $Z_1$  e  $Z_3$ .

Analisando a Tabela 7.4, o número de centrais de biogás a implementar, considerando apenas as explorações sustentáveis, varia entre 4 a 14 unidades. O número mais elevado de centrais é obtido na solução 2 (Opt2) à semelhança do que aconteceu na análise anterior. As soluções Opt1, Opt3 e L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) coincidem, no espaço dos objetivos, considerando a instalação de 4 centrais de biogás, das quais 3 são Grandes e 1 Média. A solução  $L^\infty$  (Norm) considera a instalação de 6 centrais de biogás, sendo 2 de cada tipo. Nas soluções #6 à #11, o número de centrais de biogás aumenta com o aumento do peso dado ao objetivo 2, aumentando também a distância percentual  $\Delta L1$  e  $\Delta L^\infty$ .

Soluções	Objetivos			Tipo de Central de Biogás							
	Designação	Custos de Inst., Oper. e Manut. (milhares €)	Custos de Transporte (€)	Rejeição Social	Número de Centrais de Biogás	Pequena	Média	Grande	Tempo de execução das iterações (seg.)	Iterações	
#1	Opt 1 (1 – 2 $\varepsilon$ ; $\varepsilon$ ; $\varepsilon$ )	16 100	3 182	75 433	4	0	1	3	133,6	3 664 460	
#2	Opt 2 ( $\varepsilon$ ; 1 – 2 $\varepsilon$ ; $\varepsilon$ )	24 892	1 931	259 413	14	11	2	1	1,3	1 512	
#3	Opt 3 ( $\varepsilon$ ; $\varepsilon$ ; 1 – 2 $\varepsilon$ )	16 100	3 182	75 433	4	0	1	3	3,8	65 632	
#4	$L^\infty$ (Norm)	17 024	2 670	103 441	6	2	2	2	43,6	143 547	
#5	L1 (Norm)	16 100	3 182	75 433	4	0	1	3	10,9	52 207	
#6	(0,33;0,33;0,33)	Ponderada	16 940	2 523	105 152	5	0	3	2	48,7	299 588
#7	(0,30;0,40;0,30)	Ponderada	17 024	2 444	109 131	6	2	2	2	30,0	141 498
#8	(0,25;0,50;0,25)	Ponderada	17 864	2 230	127 578	7	2	4	1	16,8	52 276
#9	(0,20;0,60;0,20)	Ponderada	17 948	2 089	146 370	8	4	3	1	9,6	7 855
#10	(0,15;0,70;0,15)	Ponderada	19 404	1 968	176 174	10	7	2	1	13,0	41 167
#11	(0,10;0,80;0,10)	Ponderada	19 404	1 968	176 174	10	7	2	1	4,5	3 605
	(0,05;0,90;0,05)										
	<b>Ideal</b>	<b>16 100</b>	<b>1 931</b>	<b>75 433</b>							
	<b>Nadir</b>	24 892	3 182	259 413							

**Tabela 7.4:** Sumário de onze soluções eficientes, representativas da fronteira de Pareto, considerando apenas as explorações sustentáveis.

Decidimos analisar as soluções L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) e  $L^\infty$  (Norm), à semelhança do que foi feito anteriormente. Relativamente à solução L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) apenas uma

central (Local 6) não usa a capacidade total do tipo de central (71,5%) e verifica-se que apesar dos Locais 5 e 15 terem associada a mesma quantidade de efluentes para tratar, o primeiro tem afetas 215 explorações leiteiras e o segundo 181 (Tabela 7.5).

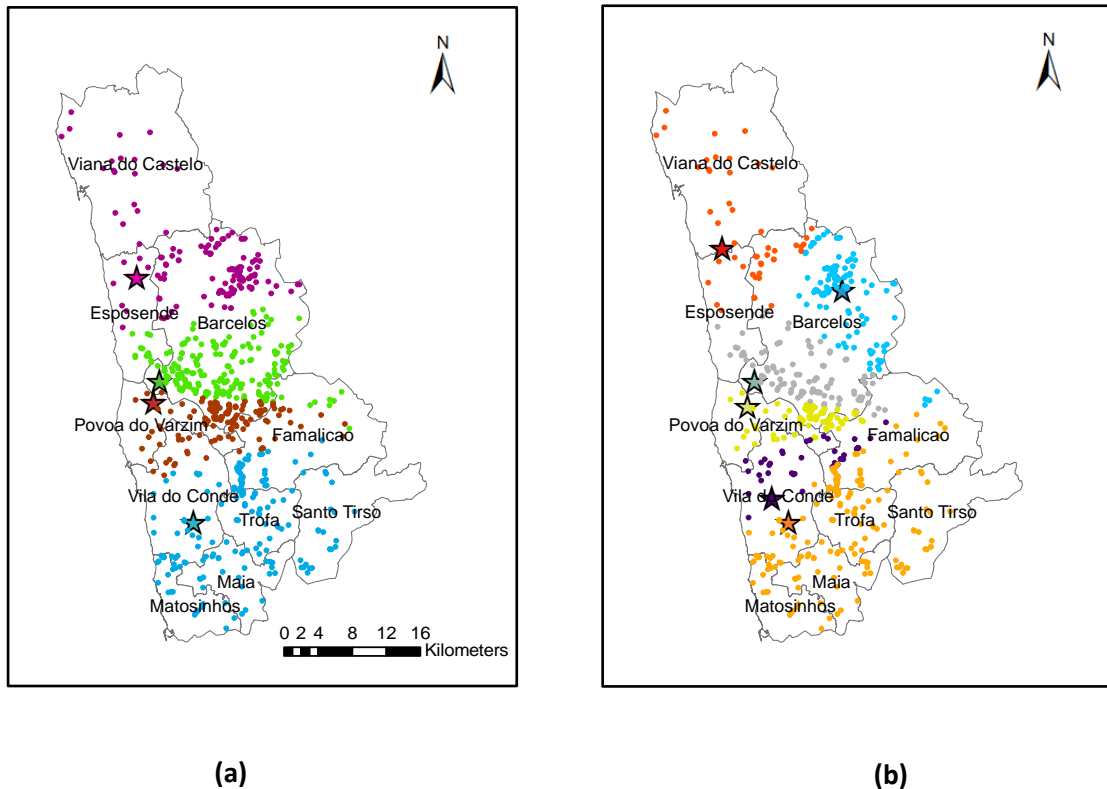
Na solução  $L^\infty$  (Norm) três centrais de biogás não usam a capacidade máxima do tipo de central associada: o Local 20 usa 79,5% da capacidade do tipo Pequena, o Local 7 usa 83,3% da capacidade do tipo Média e o Local 15 usa 94% do tipo Grande (Tabela 7.5). Apenas os Locais 5 e 15 são comuns em ambas as soluções.

	Freguesia	Concelho	Solução "L1 (Norm)"		
			Tipo	Quantidade Efluentes tratados ( $m^3$ )	Número de Explorações Leiteiras afetas
Local 5	BARQUEIROS	BARCELOS	3	420	215
Local 6	LAUNDOS	PÓVOA DE VARZIM	3	300,25	142
Local 15	GIAO	VILA DO CONDE	3	420	181
Local 22	ANTAS	ESPOSENDE	2	210	131

	Freguesia	Concelho	Solução " $L^\infty$ (Norm)"		
			Tipo	Quantidade Efluentes tratados ( $m^3$ )	Número de Explorações Leiteiras afetas
Local 2	GALEGOS (SANTA MARIA)	BARCELOS	2	210	116
Local 5	BARQUEIROS	BARCELOS	3	419,7	209
Local 7	LAUNDOS	PÓVOA DE VARZIM	2	174,9	87
Local 12	FAJIZES	VILA DO CONDE	1	84,1	43
Local 15	GIAO	VILA DO CONDE	3	395,1	166
Local 20	NEIVA	VIANA DO CASTELO	1	66,8	48

**Tabela 7.5:** Localização, tipo, quantidade de efluentes tratados nas centrais de biogás e número de explorações afetas a cada central, relativos às soluções "L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)" e " $L^\infty$  (Norm)", considerando apenas as explorações sustentáveis.

A localização das centrais de biogás obtida nestas soluções e a afetação dessas às explorações classificadas como sustentáveis, pode ser visualizado nos mapas da Figura 7.5.



**Figura 7.5:** Explorações leiteiras sustentáveis afetadas a cada central de biogás relativamente à solução: **(a)** L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33) e **(b)** L $\infty$  (Norm).

## 7.6 Extensão ao modelo multiobjectivo

Pretendemos tornar o modelo o mais próximo possível da realidade e, como tal, desenvolvemos uma extensão ao problema com novas limitações de capacidade, considerando agora restrições relacionadas com a recolha de efluentes nas explorações. Não sendo nosso objetivo resolver o problema de transportes, no entanto pretendemos enriquecer o modelo com questões logísticas realistas associadas à quantidade de efluentes que justifiquem o transporte entre as explorações leiteiras e centrais e o número máximo de centrais de biogás associadas a cada exploração.

No modelo de localização-afetação formulado é permitido o transporte de quantidades parciais de efluentes das explorações leiteiras para as centrais e, como tal, é importante evitar soluções pouco desejáveis (ou mesmo, irrealistas) como, por exemplo, transportar de uma

exploração 1000 litros ( $1 \text{ m}^3$ ) para uma central e 10 litros ( $0,01 \text{ m}^3$ ) para outra, ou transportar 98% da quantidade de efluentes produzida numa exploração para uma central e 2% para outra.

A capacidade mínima associada ao processamento diário de cada tipo de central de biogás, por si só, não evita possíveis soluções irrealistas, ao não definir a forma como essa quantidade mínima é construída em termos dos efluentes a transportar de cada exploração para cada central. Assim, acrescentamos ao modelo novas restrições de capacidade (mais limitativas) relacionadas com a quantidade mínima e a percentagem mínima de efluentes que justifiquem o transporte entre cada exploração leiteira e centrais de biogás associadas, quando há mais do que uma central afeta (pois quando há só uma central afeta a quantidade é a total produzida na exploração), impondo ainda um número máximo de centrais associáveis a cada exploração leiteira. Estas restrições são importantes neste tipo de estudos pois evitam ou simplificam a habitual árdua tarefa de analisar todas as variáveis (milhares, por vezes) de um resultado obtido, para verificar se a solução é de facto aplicável à realidade diretamente ou se necessita de ajustes.

Na extensão ao modelo multiobjetivo desenvolvido tem-se em consideração as preocupações já descritas e mantêm-se os parâmetros, as variáveis de decisão e as funções objetivo (1), (2) e (3) definidas, assim como todas as restrições anteriores da (4) à (8), às quais acrescem:

$$m_i^{\min} x_{ij} \leq q_{ij} \leq m^{\max} x_{ij} \quad \forall i, j \quad (9)$$

A existência de transporte entre a exploração leiteira  $i$  e a central de biogás  $j$  é representada pela variável binária  $x_{ij}$ , que é igual a 1 se o transporte é estabelecido e é igual a 0 caso contrário. Nesta restrição  $m_i^{\min}$  representa a quantidade mínima de efluentes ( $\text{m}^3/\text{dia}$ ) que justifica o transporte entre a exploração e a central. Mais concretamente, consideramos a quantidade mínima que justifica o transporte ( $m_i^{\min}$ ) o menor valor entre a quantidade produzida pela exploração ( $m_i$ ) e a quantidade mínima a transportar ( $t^{\min}$ ), ou seja,  $m_i^{\min} = \text{Mínimo}(t^{\min}, m_i)$ , onde  $t^{\min}$  representa um valor mínimo de referência que faça sentido transportar independentemente da produção de efluentes. Por sua vez,  $m^{\max}$  representa a quantidade máxima de efluentes ( $\text{m}^3/\text{dia}$ ) possível de transportar entre a exploração e a central, estando relacionada com a capacidade do veículo de transporte considerado.

$$q_{ij} \geq m^{\text{pmin}} m_i x_{ij} \quad \forall i, j \quad (10)$$



A quantidade a transportar entre a exploração leiteira  $i$  e a central de biogás  $j$  tem de ser superior a uma percentagem mínima ( $m^{pmin}$ ) da quantidade de efluentes produzida diariamente na exploração ( $m_i$ ) para justificar a logística do seu transporte para (mais) uma central.

$$\sum_{j=1}^n x_{ij} \leq b^{max}, \quad \forall i \quad (11)$$

A configuração final do sistema de transporte de efluentes entre explorações e centrais só é admissível se o número de centrais a que cada exploração está associada for inferior ou igual a um número máximo ( $b^{max}$ ).

$$x_{ij}, y_{jk} \in \{0,1\}, \quad \forall i, j, k \quad (8')$$

À restrição (8) anterior acrescentamos a nova variável  $x_{ij}$  binária. Note-se que nesta extensão do modelo a restrição (7) é redundante, não sendo necessário considerá-la.

Ao considerar as restrições (9), (10) e (11) não só se consegue limitar o número de destinos diferentes dos efluentes, para cada exploração, como evitar grandes desproporções entre os volumes de cargas no transporte (distribuição equilibrada) e ainda, melhorar o processo logístico.

### 7.6.1 Aplicação da extensão do modelo ao caso estudado

A extensão desenvolvida não surgiu de exigências associadas ao caso estudado pois, como vamos verificar, esta não provoca grandes alterações nos resultados obtidos. Surgiu sim da necessidade de tornar o modelo mais amplo e aplicável a outros problemas de localização de infraestruturas indesejáveis, com a consideração de questões pertinentes associadas ao transporte. Em alguns casos a consideração de tais restrições pode fazer muita diferença nos resultados obtidos. Pretendemos contribuir desta forma para a literatura dos problemas de localização com restrições de capacidade, com a introdução de restrições relativas às capacidades mínimas e máximas das próprias afetações (para além das tradicionalmente associadas às centrais).

Na análise dos resultados anteriormente obtidos (sem consideração desta extensão), no cenário em que são consideradas todas as explorações, verifica-se que em 1693 explorações a quantidade de efluentes totais produzidos é afeta apenas a uma central de biogás, nas 12 restantes a quantidade de efluentes é afeta a duas centrais.

Relativamente ao cenário, em que se consideram apenas as explorações sustentáveis, 663 explorações estão afetas apenas a uma central e 3 explorações afetas a duas centrais, ou seja, nas soluções analisadas, a grande maioria das explorações está afeta a uma única central e só uma pequena minoria está afeta a duas centrais de biogás (e nenhuma está associada a mais).

Nos casos em que os efluentes de uma determinada exploração são afetos a mais do que uma central, a percentagem de efluentes transportados varia entre 20% a 50% para uma central e 50% a 80% para outra. No entanto existem casos em que ocorre, por exemplo, a seguinte situação: 3% dos efluentes transportados para uma central e 97% para outra, tal situação não significa que a solução seja menos desejável que uma outra cujos valores se encontram no intervalo referido anteriormente (20% a 80%) pois, caso se trate de uma exploração com uma grande produção de efluentes, a referida quantidade transportada (3%) até pode ser superior e mais realista do que a quantidade total de efluentes de algumas explorações mais pequenas. A extensão ao modelo permite um melhor controlo sobre estas situações, ao definir quantidades mínimas, quer absolutas quer relativas (à dimensão das explorações). Realçamos que a produção de efluentes nas 1705 explorações é muito díspar, variando entre  $0,062 \text{ m}^3$  (62 litros) e cerca de  $26 \text{ m}^3$  (26 mil litros), sendo a produção média de cerca de  $2,4 \text{ m}^3$  (2400 litros).

Para aplicação do modelo considerando a extensão apresentada no caso estudado, consideramos como quantidade máxima de efluentes a transportar entre uma exploração leiteira e uma central de biogás a capacidade máxima de transporte do camião cisterna,  $30 \text{ m}^3$ , ou seja,  $m^{max} = 30$ . Como valor mínimo de transporte entre uma exploração e uma central consideramos  $2 \text{ m}^3$ , ou seja,  $t^{min} = 2$ . Este valor foi definido considerando-se a quantidade média de efluentes produzidos nas explorações e por representar um valor compreendido entre os 5% e 10% da capacidade máxima de transporte. A percentagem mínima de efluentes a transportar de uma exploração considerada foi de 20%, ou seja,  $m^{pmin} = 20\%$ . E por fim, para número máximo de centrais de biogás afetas a cada exploração, consideramos 3, ou seja,  $b^{max} = 3$ , por forma a que seja viável a logística associada ao processo.

Tendo em conta a extensão desenvolvida no caso estudado, considerando as 1705 explorações, o problema PLIMMO contém 78 183 restrições e 83 431 variáveis, das quais 46 084 são binárias.

Voltamos a correr o modelo multiobjetivo no CPLEX e, tal como prevíamos para este caso em particular, tais restrições não afetam muito os resultados obtidos. O número de centrais é o mesmo, assim como o tipo, em todas as soluções analisadas. A título de exemplo, vamos considerar a “Solução L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33)” analisada anteriormente e comparar com os resultados obtidos na extensão do modelo (Tabela 7.6):

- mantém-se o mesmo número e tipo de centrais a abrir, como tal o valor da funções objetivo (1) e (3) mantém-se iguais;
- existe uma pequena diferença no número de explorações afetadas a algumas centrais e na quantidade de efluentes tratados e associados às centrais e, como tal, há uma pequena diferença no valor da função objetivo (2) que anteriormente era de 6242 € e na extensão do modelo considerada é de 6243 €.

		Solução L1 (Norm)	Solução L1 (Norm) (extensão modelo)
Tempo de execução das iterações (seg.)		7,5	78,83
Iterações		13 680	63 571

	Tipo de Central	N.º de explorações afetadas	Quantidade de efluentes tratados	N.º de explorações afetadas	Quantidade de efluentes tratados
Local 1	Pequena	58	84	57	82,76264
Local 2	Grande	206	420	206	419,9126
Local 5	Grande	200	420	198	419,9412
Local 6	Grande	191	420	191	420
Local 7	Média	84	210	84	210
Local 12	Grande	135	420	135	420
Local 13	Grande	148	420	149	420
Local 14	Grande	154	362,6951	155	365,4484
Local 15	Grande	147	420	146	420
Local 17	Média	103	210	101	210
Local 22	Média	129	210	127	209,0198
Local 23	Média	84	210	83	209,6104
Local 27	Média	78	210	81	210

**Tabela 7.6:** Comparação dos resultados obtidos relativos à solução L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33), sem e com a extensão ao modelo.

Na Tabela 7.7 podemos realçar diferentes situações, entre estas duas soluções, com e sem extensão ao modelo, para as explorações que não cumpriam as restrições de transporte impostas na extensão:

- exploração 64: mantém as centrais associadas mas a quantidade de efluentes afetada a cada central é diferente;
- explorações 69, 105 e 346: alteram as centrais associadas e a quantidade de efluentes afetada (embora em cada uma delas seja representado um caso distinto relativamente ao número de explorações associado, que mantém, diminui ou aumenta).

ID exploração	Solução L1 (Norm)		Solução L1 (Norm) (extensão modelo)	
	ID local ótimo	Quantidade de efluentes	ID local ótimo	Quantidade de efluentes
64	7	7,875824	7	6,467033
	6	0,591209	6	2
69	23	0,930769	12	1,208791
	12	0,278022		
105	12	1,403846	13	1,403846
346	15	4,78022	13	2,685714
			15	2,094505

**Tabela 7.7:** Comparação de resultados em algumas explorações relativos à solução L1 (Norm) e solução L1 (Norm) considerando a extensão ao modelo.

Há uma diferença enorme, entre o modelo inicial e a extensão considerada ao modelo, relativamente ao número de variáveis e restrições envolvidas, que aumentou exponencialmente no segundo caso. Outra diferença notória está relacionada com o tempo de execução e o número de iterações, que aumentou também exponencialmente no segundo caso. Nas soluções L1 (Norm) (0,33;0,33;0,33), comparadas na Tabela 7.6, verifica-se no entanto que essa diferença não é o caso mais expressivo, dado que nas 11 soluções analisadas o tempo de execução varia entre 20,53 segundos (Solução #3) e 5 921,24 segundos (Solução #1) e quanto ao número de iterações varia entre 17 906 na Solução #3 e 9 353 322 na Solução #1.

## 7.7 Conclusões

A localização de infraestruturas indesejáveis é um problema de decisão complexo, pois envolve um conjunto de objetivos incomensuráveis e conflitantes. Neste capítulo é apresentado um modelo de apoio à decisão multiobjetivo para a localização de centrais de biogás.

Para responder às questões em análise: “Quantas centrais de biogás devem ser instaladas e em que locais?”, “Qual a dimensão (tipo) de cada central de biogás?”, “Qual a quantidade de efluentes a afetar, de cada exploração, para as centrais associadas?”, propusemos um modelo de Programação Linear Inteira Mista que otimiza simultaneamente o desempenho económico e social associado à instalação deste tipo de infraestruturas.

O modelo de localização multiobjetivo desenvolvido foi aplicado na região EDM, considerando dois cenários: um em que se consideram todas as explorações leiteiras em estudo e outro em que se consideram apenas as explorações leiteiras classificadas como Sustentáveis. Esta abordagem analisa dois contextos distintos que, de alguma forma, representam uma alteração/evolução no “tempo” relativamente à continuidade das explorações leiteiras, considerando exigências ambientais e económicas nacionais e internacionais. O número de explorações nesta região tem vindo a decrescer drasticamente nos últimos anos (INE, 2011), embora não se tenha refletido na produção de leite dada a intensificação das explorações. Consideramos importante acrescentar esta realidade na análise desenvolvida, tendo uma perspetiva “mais recente” da situação deste sector e das necessidades “atuais” quanto ao número e localização de centrais de biogás para o tratamento dos efluentes produzidos.

Consideramos ainda uma extensão ao modelo multiobjetivo, com a introdução de novas restrições, associadas à quantidade de efluentes transportada e ao número máximo de centrais afetadas a cada exploração. Foi desenvolvida uma variante do modelo de localização considerando limitações na capacidade mínima e máxima do que é possível transportar de cada exploração para cada central aberta. No problema estudado, esta extensão não provoca uma grande diferença nos resultados obtidos, no entanto, sendo o objetivo deste trabalho o desenvolvimento de um modelo mais amplo e aplicável a outro tipo de infraestruturas indesejáveis, considerámos importante o seu desenvolvimento.

Na análise efetuada foram geradas onze soluções eficientes, usando dois procedimentos distintos, por forma a dar a conhecer ao decisor um conjunto distinto de possíveis soluções e ajudá-lo a perceber as repercussões distintas de optar por cada uma delas, quer quanto ao valor das funções objetivo obtido, quer ao número de centrais abertas e ao seu tipo, quer ainda quanto

à quantidade de efluentes das explorações afetas a cada central. Estas soluções mostram que é possível encontrar compromissos interessantes, por forma a melhorar o desempenho social, os custos de investimento, operação e manutenção e os custos de transporte. A escolha da solução final deve ser feita por um painel de especialistas, grupos interessados e decisores, devendo estes representar as diferentes perspectivas envolvidas neste tipo de problemas.

O modelo desenvolvido pode ser enriquecido no futuro com o desenvolvimento de um modelo de transportes, em que seriam consideradas distâncias reais entre as explorações leiteiras e as centrais de biogás, tendo em consideração a rede viária (à qual neste trabalho não foi possível ter acesso), tendo conhecimento dos tipos de via, do seu sentido, velocidades permitidas, etc. (em vez da distância euclidiana considerada), podendo ainda nesse caso, analisar a frequência de recolha, o número e tipo (capacidades) de camiões, os percursos otimizados, etc.

O envolvimento de especialistas, produtores, municípios, futuros investidores, empresas da área do biogás, Ministério do Ambiente, da população envolvente, entre outros, na análise deste tipo de problema seria uma mais-valia no processo de decisão, ajudando a melhor definir aspetos relacionados com o processo de digestão anaeróbia e da produção de biogás, como, o tipo de biodigestor, a temperatura e o tempo de retenção, e ainda a integração de outros tipos de substrato com origem noutros sectores agropecuários (suiniculturas, aviários, etc.), indústrias agroalimentar (matadouros, etc.), ETAR (Estações de tratamento de águas residuais) municipais e Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). Existem ainda questões operacionais que poderiam ser definidas como, por exemplo, as contrapartidas que os produtores podem receber se participarem neste processo (por exemplo, a receção do produto digerido para uso como fertilizante) ou então, pelo contrário, a taxa com que têm de contribuir para o tratamento dos resíduos que produzem e que têm cada vez mais dificuldade em tratar, dada a crescente intensificação da produção nas explorações.

Consideramos que o modelo desenvolvido, é suficientemente completo e amplo e, como tal, pode ser aplicado a outras regiões ou outros tipos de instalações indesejáveis, após um cuidadoso ajuste às características locais da região e ao tipo de infraestruturas a instalar.

# Capítulo 8

## CONCLUSÕES E SUGESTÕES PARA INVESTIGAÇÃO FUTURA

---

Para terminar este percurso, neste último capítulo pretendemos rever o que foi feito, bem como apresentar as conclusões gerais. Além disso apresentamos algumas limitações das abordagens desenvolvidas e referimos sugestões para investigação futura.

Algumas conclusões, limitações e tópicos para investigação futura já foram referidos ao longo do trabalho, pelo que neste capítulo só realçamos os aspetos mais relevantes.

### 8.1 Conclusões Gerais

A seleção de localizações para infraestruturas relacionadas com a geração de energia, que podem potencialmente afetar a qualidade de vida ou o meio ambiente, suscita uma crescente preocupação e motiva a necessidade de introduzir melhoramentos no processo de decisão, o que se deve principalmente ao aumento da consciencialização pública para as questões ambientais e ao esgotamento dos recursos energéticos. As centrais de biogás são classificadas como infraestruturas indesejáveis, sobretudo pela oposição/rejeição da população próxima do seu local de instalação. A seleção do local para a sua instalação requer uma ampla avaliação, considerando a regulamentação ambiental nacional e internacional, exigências dos municípios, das populações, e outras restrições e fatores que condicionam a sua instalação.

No Capítulo 6, desenvolvemos uma avaliação da aptidão do solo para a instalação de infraestruturas indesejáveis (em particular, de centrais de biogás), através da aplicação de um processo de decisão espacial multicritério, usando ferramentas SIG e multicritério. Nessa avaliação recorreremos a um especialista que contribui para a definição das restrições e dos fatores considerados na avaliação da aptidão do solo.

Neste processo de decisão espacial conciliámos as capacidades das ferramentas SIG e multicritério de uma forma original, através da consideração de análise de cenários, da consideração de grelhas para lidar com a heterogeneidade da informação geográfica e da aplicação interativa do método multicritério escolhido.

O método multicritério usado, o ELECTRE TRI, mostrou-se adequado para este tipo de estudo. Consideramos que a abordagem desenvolvida contribuiu para a melhoria do processo de decisão espacial multicritério.

A localização deste tipo de infraestrutura indesejável envolve vários objetivos que se pretendem otimizar como, por exemplo, a minimização dos custos envolvidos (quer de instalação, manutenção e operação da central, quer de transporte) e da rejeição social por parte da população mais próxima.

No Capítulo 7, desenvolvemos um modelo de programação linear inteira mista para definir o número de centrais, sua dimensão e afetação às fontes de biomassa. Neste capítulo tivemos em consideração os locais anteriormente classificados como mais aptos. Após a aplicação de duas abordagens de cálculo distintas para obtenção de soluções, obtivemos um conjunto de soluções eficientes. Estas soluções foram analisadas e comparadas, e visualizadas em mapas recorrendo aos SIG. Para além disso, desenvolvemos uma extensão ao modelo multiobjectivo com a consideração de novas restrições, mais limitativas, relacionadas com aspetos logísticos do sistema de transporte de biomassa.

No caso estudado pretende-se, em particular, valorizar os efluentes animais oriundos de explorações leiteiras, que são as fornecedoras de biomassa. Nos últimos anos, em Portugal, surgiu um conjunto de legislação que obriga ao cumprimento, por parte das explorações leiteiras, de várias exigências ambientais para o seu licenciamento e funcionamento. A aplicação desta legislação tem encontrado muitos entraves e dificuldade de implementação, pelo não cumprimento da maioria das exigências por um elevado número de explorações.

A grande maioria das explorações na região em estudo caracteriza-se por serem pequenas e familiares, por lidarem com a perda constante de mão-de-obra familiar, algumas por possuírem tecnologias obsoletas e por lidarem com dificuldades económicas resultantes da redução do preço de venda do leite e crescente concorrência global no sector.

Os últimos censos (INE, 2011) confirmam a não continuidade de um elevado número de explorações. Além disso, a base de dados usada neste estudo é a mais recente e completa



desenvolvida na região em estudo, mas é referente ao ano 2006. Assim, por estas duas razões, consideramos que, para definir a localização de centrais de biogás na região Entre Douro e Minho (EDM), é essencial analisar a sustentabilidade das explorações leiteiras. Tal foi realizado no Capítulo 5, por forma a ser possível também trabalhar com uma realidade projetada, mais próxima da atual.

Esta análise de sustentabilidade envolveu três especialistas na definição dos critérios ambientais e socioeconómicos. Nesta classificação recorreremos ao método de prevalência ELECTRE TRI, e começamos por classificar a viabilidade ambiental e a viabilidade socioeconómica das explorações, em separado e considerando três categorias. Após obtenção dos resultados, os especialistas foram envolvidos na análise dos mesmos e no seu agrupamento em novas categorias de classificação de sustentabilidade.

Os resultados obtidos, quer a nível de percentagens de explorações classificadas como sustentáveis (ou não), quer a nível da distribuição geográfica na região em estudo, adequam-se aos resultados esperados pelos especialistas. Estes resultados saem ainda mais reforçados, quando os comparamos posteriormente com os resultados obtidos pelos censos (INE, 2011) no que se refere à percentagem de explorações que não continuaram a sua atividade na região em estudo.

Os problemas abordados nos três capítulos 5, 6 e 7, já referidos, possuem uma forte vertente espacial, pois todos eles possuem informação georreferenciada, quer relativa às explorações (quantidade de efluentes, número de animais, tipo e localização dos armazenamentos, etc.), quer relativa à região em estudo (geologia, declive, rede hidrográfica, rede viária, etc.). Não se trata, assim, apenas de problemas de apoio à decisão multicritério, mas sim de problemas de apoio à decisão espacial multicritério.

Os SIG apresentam capacidades que auxiliam a compreensão e análise de problemas de decisão espacial. No entanto, a tecnologia SIG ainda apresenta limitações, dada a falta de capacidade de suportar um apoio à decisão efetivo com consideração de preferências e interação com o decisor. Para tornar os SIG uma ferramenta real de apoio à decisão é necessário associá-los às ferramentas de apoio à decisão multicritério, fornecendo assim o suporte necessário para ultrapassar essas limitações. No Capítulo 4 desenvolvemos um sistema de apoio à decisão espacial multicritério, que se caracteriza pela integração completa destas duas ferramentas.

A integração SIG-MCDA permite a realização de procedimentos simultâneos de análise de componentes de dados espaciais e não espaciais, proporcionando um apoio efetivo na

abordagem de problemas espaciais complexos, através do desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão espacial multicritério.

O potencial da integração SIG-MCDA é ilustrado pelo número crescente de estudos publicados, como mostramos com a revisão bibliográfica apresentada no Capítulo 3. No entanto, podemos identificar, a partir da literatura, várias limitações nesses estudos, relacionadas com o modo de integração e com a dificuldade de programação dos métodos de apoio multicritério no software SIG, entre outras. Realçemos as principais limitações que, com o desenvolvimento do sistema de apoio espacial multicritério web apresentado no Capítulo 4, ultrapassamos:

- na forma de integração mais usual entre estes dois sistemas não há interação entre as bases de dados, havendo necessidade de recorrer a um sistema intermédio, em vez de uma integração completa e efetiva com partilha da mesma base de dados e uso de apenas uma interface;
- a programação de raiz de um ou vários métodos multicritério num SIG, onde é exigido um conhecimento pleno das ferramentas SIG e multicritério, em vez do recurso a servidores de algoritmos de métodos multicritério onde a programação destes já foi otimizada, eliminando a redundância no seu desenvolvimento, diminuição de custos e tempo;
- e, por fim, o pouco uso das capacidades da internet para interligação e incorporação de métodos multicritério disponíveis nos servidores no SIG, que acreditamos ser a base de trabalho futura no desenvolvimento desta integração.

Este sistema é concretizado através do desenvolvimento da interface “ELECTRE TRI no ArcGIS”, criada através da linguagem de programação VBA e implementada no ambiente SIG. Esta interface estabelece a ponte entre os dados de entrada e a comunicação adequada com o servidor de algoritmos multicritério, e formata os resultados permitindo uma visualização destes através de mapas e de tabelas. Permite ainda discutir e analisar os resultados através de uma análise de sensibilidade relativa à aplicação do método multicritério. A utilização de aplicações *web*, combinando informação espacial via tecnologia SIG com a ligação a métodos multicritério via servidor de algoritmos, reforça ainda mais as suas capacidades.

A metodologia global aplicada define-se como um processo integrado de decisão espacial multicritério para o desenvolvimento de sistemas de apoio à decisão na localização de infraestruturas indesejáveis. No Capítulo 6 respondemos à questão “Quais os locais viáveis para possível instalação de centrais de biogás?” através da análise espacial da aptidão. No Capítulo 5

respondemos à questão “Quais as previsíveis explorações leiteiras (fonte de biomassa) a considerar?” através da análise de sustentabilidade. No Capítulo 7 respondemos à questão “Onde instalar centrais, de que tipos, e qual o esquema geral de afetação a explorações?” através da otimização multiobjectivo. E por fim, no Capítulo 4 respondemos à questão “Como melhorar e inovar o processo de integração SIG e apoio multicritério?” através do desenvolvimento de um sistema de apoio à decisão espacial multicritério Web.

As metodologias desenvolvidas em cada um dos capítulos 5, 6 e 7 podem ser consideradas como independentes, podendo ser aplicadas (uma ou mais) individualmente em diferentes aplicações, sendo totalmente completas e não necessariamente interligadas. Por outro lado, podem ser consideradas como interdependentes, usadas em prol de um processo integrado e completo, enriquecendo o processo de decisão da localização de infraestruturas indesejáveis. Neste caso, pode-se (re)analisar cada metodologia desenvolvida (em cada capítulo) e verificar as repercussões na decisão global.

Com o trabalho desenvolvido nesta tese, contribuímos para o desenvolvimento das metodologias e técnicas de análise espacial multicritério. A sua aplicação ao caso estudado permitiu validar as potencialidades e funcionalidades de cada uma das abordagens desenvolvidas.

## 8.2 Limitações

Durante o desenvolvimento do trabalho apresentado nesta tese, identificámos algumas limitações que iremos enumerar sucintamente, para consideração futura.

No que se refere ao Capítulo 4, a maior limitação está relacionada com a dependência do servidor de algoritmos para obtenção dos resultados e com a necessidade de ligação à Internet para funcionamento da interface.

No Capítulo 5, a maior limitação está relacionada com a informação associada a cada exploração para definição e construção dos critérios, que está dependente da base de dados obtida aquando da realização do POBLEMD (2007). No entanto, apesar de não ser informação atual e completa, uma vez que o inquérito realizado não foi dirigido para o desenvolvimento de uma análise de sustentabilidade das explorações, foi considerada pelos especialistas como suficiente para o seu desenvolvimento. Os especialistas consideraram os resultados obtidos próximos da realidade atual das explorações quanto à sua continuidade, embora não tenham sido comparados com a situação existente no terreno (realçamos que se trata de um elevado número

de explorações e ainda que tal análise se distancia do âmbito dos objetivos estipulados). Como atualmente está a decorrer o processo de licenciamento das explorações, não conseguimos consultar e aceder a tal informação, por via institucional.

No Capítulo 6, realçamos o facto de ter participado apenas um especialista na definição dos fatores e restrições e na definição dos parâmetros do método ELECTRE TRI, sendo que o processo poderia ser melhorado com o envolvimento de vários intervenientes: decisores, populações, empresas, etc.

Por fim, no Capítulo 7, a limitação apontada está relacionada com o não envolvimento de decisores, e, conseqüentemente, a não interação destes com as soluções obtidas para definição de uma solução satisfatória para os envolvidos.

Apesar destas limitações, foi possível implementar com sucesso a metodologia desenvolvida para este tipo de problemas. Estas limitações poderão ser ultrapassadas em estudos futuros.

### **8.3 Sugestões para investigação futura**

No sentido de aperfeiçoar a metodologia desenvolvida e de identificar linhas de investigação promissoras, apresentam-se algumas sugestões de investigação futura para prossecução e melhoria do trabalho desenvolvido.

Dada a forte componente de implementação computacional, este trabalho estará sempre suscetível de ser atualizado e melhorado, devido à evolução tecnológica constante das ferramentas envolvidas. Em termos da interface desenvolvida, poder-se-á melhorar a apresentação gráfica e as suas funcionalidades. A linguagem de programação VBA ainda é compatível com a versão mais recente do ArcGIS, no entanto foi anunciado pela ESRI (a empresa que desenvolve este SIG) a sua descontinuidade e substituição pela linguagem de programação Python em futuras versões. Portanto, o código de programação desenvolvido para criação da interface deverá migrar para .NET ou ser reescrito em Python. Na interface desenvolvida disponibiliza-se apenas o método ELECTRE TRI, pelo que seria interessante integrar, futuramente, mais métodos multicritério por forma a lidar com a diversidade de problemas de decisão espacial através do recurso ao servidor de algoritmos. O servidor considerado neste trabalho permite a integração dos vários métodos que disponibiliza, através do seu protocolo de comunicação. Esta interface poderá ainda ser estendida à interação e participação de vários decisores, com a

consideração de grupos de decisão e de análise de decisão colaborativa, por exemplo. Qualquer atualização ou melhoria do tipo de interface desenvolvido deverá ter como base a simplicidade e facilidade de utilização, considerando que a maioria dos seus utilizadores terá um bom conhecimento das ferramentas SIG, mas pouco conhecimento dos métodos multicritério.

A integração SIG-MCDA é uma área de investigação na qual se tem vindo a investir muito nas últimas duas décadas, o que continuará futuramente, possibilitando avanços contínuos no desenvolvimento de sistemas MC-SDSS. Associada ao progresso tecnológico, surge também, uma maior apetência dos decisores/utilizadores para lidar com novos instrumentos de apoio à decisão, permitindo-lhes não só serem mais recetivos em relação à metodologia, como também mais capazes de interpretar e de aceitar as configurações fundamentadas de decisão resultantes dos MC-SDSS.

Relativamente ao processo de decisão espacial multicritério para avaliação da aptidão do solo seria interessante, futuramente, a sua aplicação na localização de outro tipo de infraestruturas indesejáveis e/ou mesmo noutra região, por forma a alargar o seu âmbito de aplicação.

No que se refere à análise da sustentabilidade das explorações, seria interessante, assim que esta informação esteja disponível pelas instituições competentes, efetuar-se uma comparação da classificação obtida com a atual situação real das explorações relativamente à sua continuidade. Igualmente interessante, seria desenvolver e implementar um novo inquérito para este estudo, recolhendo informação mais direcionada para este tipo de análise, permitindo a atualização de dados e a criação de um conjunto mais representativo de critérios independentes.

Relativamente ao modelo de localização desenvolvido, poderá equacionar-se a integração de ferramentas de apoio de decisão em grupo. Desta forma seria possível analisar os diversos pontos de vista de diferentes decisores, que resultam da experiência e intuição de cada um, enriquecendo o processo de obtenção de uma solução final que, cada vez mais, será uma solução satisfatória para os envolvidos no processo de decisão.



# Referências Bibliográficas

- Abel, D. J., Kilby, P. J., Davis, J. R., 1994. The systems integration problem. *International Journal of Geographic Information Systems*, 8: 1–12.
- ADENE, 2003. Estudo de viabilidade do tratamento centralizado de resíduos agropecuários no Concelho de Montemor-o-Novo. Relatório Final Projeto Integrado para Gestão de Suiniculturas, financiado através do Programa LIFE-Ambiente, elaborado pela Agência de Energia.
- AEBIOM, 2009. A Biogas Road Map for Europe. European Biomass Association. Disponível em: <[www.aebiom.org/IMG/pdf/Brochure\\_BiogasRoadmap\\_WEB.pdf](http://www.aebiom.org/IMG/pdf/Brochure_BiogasRoadmap_WEB.pdf)> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Al Seadi, T., Rutz, D., Prassl, H., Köttner, M., Finsterwalder, T., 2008. *Biogas Handbook*. University of Southern Denmark Esbjerg.
- Alçada-Almeida, L.M., 2006. Apoio à Decisão em Sistemas de Informação Geográfica- Aplicações em Engenharia do Urbana e Estudos de Impactes Ambientais. Tese de Doutoramento em Organização e Gestão de Empresas, Especialidade de Gestão da Informação, na Universidade de Coimbra.
- Alçada-Almeida L., Coutinho-Rodrigues J., Current J., 2009. A multiobjective modeling approach to locating incinerators. *Socio-Economic Planning Sciences*, 43: 111–120.
- Alves, M.J., Climaco, J., 2007. A review of interactive methods for multiobjective integer and mixed-integer programming. *European Journal of Operational Research*, 180: 99–115.
- Alves, M.J., Costa, J.P., 2012. Programação linear inteira e inteira-mista multiobjetivo: conceitos fundamentais e métodos. Congresso Latino-Iberoamericano de Investigación Operativa e Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional. Rio de Janeiro.
- Anagnostopoulus, K. P., Vavatsikos, A. P., Spiropoulos, N., Kraias, I., 2010. Land suitability analysis for natural wastewater treatment systems using a new GIS add-in for supporting criterion weight elicitation methods. *Operational Research*, 10(1): 91-108.
- Andreoli, M., Tellarini, V., 2000. Farm sustainability evaluation: methodology and practice. *Agriculture. Ecosystems and Environment*, 77(1): 43-52.
- Aronde, C., Girardin, P., 2000. Sorting cropping systems on the basis of their impact on groundwater quality. *European Journal of Operational Research*, 127(3): 467-482.
- Aronoff, S., 1989. *Geographic Information Perspective*. Canada, WDL Publications.
- Ascough II, J. C., Rector, H. D., Hoag, D. L., McMaster, G. S., Vandenberg, B.C., Shaffer, M.J., Weltz, M.A., Ahjua, L.R., 2002. Multicriteria spatial decision support systems: overview, applications, and future research directions. In: *Conference on Integrated Assessment and decision Support*, Suisse. International Environmental Modelling and Software Society, 3: 175-180.
- Aydin, N.Y., Kentel, E., Duzgun S., 2010. GIS-based environmental assessment of wind energy systems for spatial planning: A case study from Western Turkey. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 14: 364–373.

- Aydin N.Y., Kentel E., Duzgun H.S., 2013. GIS-based site selection methodology for hybrid renewable energy systems: A case study from Western Turkey. *Energy Conversion and Management*, 70: 90-106.
- Balaman, T.Y., Selim, H., 2014. A network design model for biomass to energy supply chains with anaerobic digestion systems. *Applied Energy*, 130: 289-304.
- Baldwin, S., Lau, A., Wang, M., 2009. Development of a Calculator for the Techno-economic Assessment of Anaerobic Digestion Systems. Disponível em: <<http://www.biomass.ubc.ca/IBSAL/AD%20Calculator%20Project%20-%20Final%20Report.pdf>> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Bana e Costa, C.A., 1992. Structuration, Construction et Exploitation d'un Modèle Multicritère d'Aide à la Décision. Tese de Doutorado, IST/UTL, Lisboa.
- Bana e Costa, C.A., Vansnick J.C., 1994. MACBETH - An interactive path towards the construction of cardinal value functions. *International Transactions in Operational Research*, 1(4): 489-500.
- Bana e Costa, C.A., Vansnick, J.C., 1995. General overview of the MACBETH approach, in *Advances*. In: Pardalos, P.M., Siskos, Y., Zopounidis, C. (Eds.), *Multicriteria Analysis*. Kluwer Academic Publishers, Book Series: *Nonconvex Optimization and its Applications*, 93-100.
- Banai, R., 1993. Fuzziness in geographic information systems: contributions from the analytic hierarchy process. *International Journal of Geographical Information Systems*, 7(4): 315-329.
- Batzias F.A., Sidiras, D.K., Spyrou E.K., 2005. Evaluating livestock manures for biogas production: a GIS based method, *Renewable Energy* 30: 1161–1176.
- Becker, B., 1997. Sustainability assessment: a review of values, concepts, and methodological approaches. Consultative Group on International Agricultural Research. The World Bank, Washington, D.C.
- Belton, V., Stewart, T., 2002. *Multiple Criteria Decision Analysis: An Integrated Approach*. Kluwer Academic, Dordrecht.
- Boggia, A., Greco S., Massei, G., 2011. Implementation of Multicriteria Modules in a Geographic Information System. 74rd Meeting of the European Working Group Multiple Criteria Decision Aiding (MCDA'74), HEIG-VD, Yverdon, Switzerland.
- Borouhaki, S., Malczewski, J., 2007. Implementing an extension of the Analytical Hierarchy process using Ordered Weighted Averaging operators with fuzz quantifiers in ArcGIS. *Computers and Geosciences*, 24: 399-410.
- Borouhaki, S., Malczewski, J., 2008. Implementing an extension of the analytical hierarchy process using ordered weighted averaging operators with fuzzy quantifiers in ArcGIS. *Computers and Geosciences*, 34(4): 399-410.
- Borouhaki, S., Malczewski, J., 2010. ParcitipatoryGIS.com: A WebGIS-based collaborative multicriteria decision analysis. *Journal of the Urban and Regional Information Systems Association*, 22(1): 23-32.
- Bouyssou, D., Marchant T., Pirlot, M., Perny P., Tsoukiàs, A., Vincke P., 2000. *Evaluation and decision models: A critical perspective*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.



- Brans, J.P, Vincke Ph., 1985. A preference ranking organization method. *Management Science*, 31(6): 647-656.
- Brimberg, J., Juel H., 1998. On locating a semi-desirable facility on the continuous plane. *International Transactions in Operational Research*, 5 (1): 59–66.
- Brito, A. J., Almeida, A. T., Mota, C. M.M., 2010. A multicriteria model for risk sorting of natural gas pipelines based on ELECTRE TRI integrating Utility Theory. *European Journal of Operational Research*, 200(3): 812-821.
- Burrough, P. A., 1986. *Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment*. Oxford University Press, Oxford.
- Caballero, R., Gonzalez, M., Ma Guerrero, F., Molina, J., Paralera, C., 2007. Solving a multi-objective location routing problem with a meta-heuristic based on tabu search: Application to a real case in Andalusia. *European Journal of Operational Research*, 177: 1751–1763.
- Can, A., 1992. Residential quality assessment: alternative approaches using GIS. In M. M. Fischer, P. Nijkamp (Eds.). *Geographic Information Systems, spatial modelling, and policy evaluation*.
- Cappanera, P., Gallo G., Maffioli F., 2004. Discrete Facility Location and Routing of Obnoxious Facilities. *Discrete Applied Mathematics*, 133: 3-28.
- Captivo, M. E., Clímaco, J. N., 2004. Problemas de localização multicritério: discussão de alguns casos. XXXVI Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional - O impacto da pesquisa operacional nas novas tendências multidisciplinares. São João Del-Rei, Brasil.
- Captivo, M. E., Clímaco, J. N., 2008. On Multicriteria Mixed Integer Linear Programming Based Tools for Location Problems - An Updated Critical Overview Illustrated with a Bicriteria DSS. *Computación y Sistemas*, 12 (2): 216-231.
- Captivo, M.E., Clímaco, J., Fernandes, S., 2008. A bicriteria DSS dedicated to location problems. In: Adam, F., Humphreys, P. (Eds.), *Encyclopedia of Decision Making and Decision Support Technologies I*. Information Science Reference, 53-60.
- Carter, J.R., 1989. On Defining the Geographic Information Systems. In *Fundamentals of Geographic Information Systems: A Compendium*. In W. Ripple (Ed.), American Society of Photogrammetry and Remote Sensing, Bethesda MD, 3-9.
- Carver, S. J., 1991. Integrating multi-criteria evaluation with geographical information systems. *International Journal of Geographical Information Systems*, 5(3): 321-339.
- Carver, S., 1999. Developing Web-based GIS/MCE: Improving access to data and spatial decision support tools. In J. C. Thill, Ed., *Spatial multicriteria decision-making and analysis*. Aldershot, England: Ashgate, 49-75.
- Caslin, B., 2009. Potential of farm scale AD in Ireland. Disponível em: <[https://www.seai.ie/Renewables/AD\\_In\\_Ireland\\_22nd\\_October/Potential\\_of\\_Farm\\_Scale\\_AD\\_in\\_Ireland.pdf](https://www.seai.ie/Renewables/AD_In_Ireland_22nd_October/Potential_of_Farm_Scale_AD_in_Ireland.pdf)> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Catrinu, M.D., 2006. *Decision Aid for Planning Local Energy Systems - Application of Multi-Criteria Decision Analysis*. Doctoral Thesis, Trondheim, Norwegian University of Science and Technology, Faculty of Information Technology, Mathematics and Electrical Engineering.

- Chakhar, S., Martel, J. M., 2003. Enhancing Geographical Information Systems Capabilities with Multi-Criteria Evaluation Functions. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 7(2): 47 - 71.
- Chakhar, S., Mousseau, V., 2008a. Spatial Multicriteria Decision Making. In: Shekhar, S., Xiong H. (Eds.), *Encyclopedia of GIS*. Springer, 746-752.
- Chakhar, S., Mousseau, V., 2008b. Multicriteria spatial decision support systems. In: Shekhar, S., Xiong H. (Eds.), *Encyclopedia of GIS*. Springer, 753-758.
- Chakhar, S., Mousseau, V., 2008c. GIS-based multicriteria spatial modeling generic framework. *International Journal of Geographical Information Science*, 22 (11/12): 1159-1196.
- Chakhar, S., Mousseau, V., 2009. Generation of spatial decision alternatives based on a planar subdivision of the study area. In: Yetongnon, K., Chbeir, R., Dipanda, A. (Eds.), *Advanced Internet Based Systems and Applications*. Lecture Notes in Computer Science, 137-148.
- Chen, K., Blong, R., Jacobson, C., 2001. MCE-RISK: Integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. *Environmental Modelling and Software*, 16: 387-397.
- Chen, Y., Yu, J., Shahbaz, K., Xevi E., 2009. A GIS-Based Sensitivity Analysis of Multi-Criteria Weights. 18th World IMACS / MODSIM Congress, Cairns, Australia.
- Cheng, S., Chan, C., Huang, G., 2002. Using Multiple Criteria Decision Analysis for Supporting Decisions of Solid Waste Management. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 37(6): 975-990.
- Church, R. L., 2002. Geographical information systems and location science. *Computers. Operations Research*, 29: 541-562.
- Chynoweth, D.P., Owens, J.M., Legrand R., 2001. Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. *Renewable Energy*, 22:1-8.
- Ciborowski, P., 2001. Anaerobic Digestion of Livestock Manure for Pollution Control and Energy Production: A Feasibility Assessment. Minnesota Pollution Control Agency, United States Environmental Protection Agency. Disponível em: <[www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=9244](http://www.pca.state.mn.us/index.php/view-document.html?gid=9244)> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Clímaco, J.N, Hengeller Antunes, C., Alves, M.J.G., 2003. *Programação Linear Multiobjectivo*. Imprensa da Universidade de Coimbra, 2003
- Cohon, J.L., 1978. *Multiobjective Programming and Planning*, Academic Press, New York.
- Colette, Y., Siarry, P., 2003. *Multiobjective Optimization (Principles and Case Studies)*. Springer.
- Collins, M.G., Steiner, F.R., Rushman, M.J., 2001. Land-use suitability analysis in the United States: historical development and promising technological achievements. *Environmental Management*, 28 (5): 611-621.
- Coutinho-Rodrigues, J., Tralhão, L., Alçada-Almeida, L., 2012a. A bi-objective modeling approach applied to an urban semi-desirable facility location problem. *European Journal of Operational Research*, 223(1): 203-213.

- Coutinho-Rodrigues, J., Tralhão, L., Alçada-Almeida, L., 2012b. Solving a location-routing problem with a multiobjective approach: the design of urban evacuation plans. *Journal of Transport Geography*, 22: 206-218.
- Covas, M.T, Silva, C.A., Dias, L.C., 2013. On locating sustainable Data Centers in Portugal: Problem structuring and GIS-based analysis. *Sustainable Computing: Informatics and Systems*, 3: 27–35.
- Cowen, D., 1988. GIS versus CAD versus DBMS: what are the differences? *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54(11): 1551-1555.
- Crainic, T., Laporte, G., 1997. Planning models for freight transportation. *European Journal of Operational Research*, 97(3): 409-438.
- Dagnall, S., Hill, J., Pegg, D., 2000. Resource mapping and analysis of farm livestock manures - assessing the opportunities for biomass-to-energy schemes. *Bioresource Technology*, 71: 225-234.
- DairyCo, 2014. Greenhouse gas emissions on British dairy farms: carbon footprinting study. Disponível em: <<http://www.dairyco.org.uk/resources-library/research-development/environment/carbon-footprint-report-year-3/#.U-JAFhZ0ziU>> [Acesso a 30 de Junho de 2014].
- Dantsis, T., Douma, C., Giourga, C., Loumou, A., Polychronaki, E.A., 2010. A methodological approach to assess and compare the sustainability level of agricultural plant production systems. *Ecological Indicators*, 10: 256–263.
- Demesouka, O.E., Vavatsikos, A.P., Anagnostopoulos, K.P., 2013. Suitability analysis for siting MSW landfills and its multicriteria spatial decision support system: Method, implementation and case study. *Waste Management*, 33 (5): 1190-1206.
- De Feo, G., De Gisi, S., 2014. Using MCDA and GIS for hazardous waste landfill siting considering land scarcity for waste disposal. *Waste Management*. (DOI: 10.1016/j.wasman.2014.05.028).
- Demuyneck, M., Nyns, E. J., Dordrech, W. P., 1984. Biogas plants in Europe: a practical hand book. *Solar Energy R&D in the European Community, Series E, Volume 6*.
- Densham, P. J., 1991. Spatial Decision Support Systems. In Maguire, D. J., Goodchild, M. F. , Rhind, D. (Eds.), *Geographical Information Systems: principles and applications*. London: Longman. Vol. 1, 403-412.
- Diakoulaki, D., Henggeler Antunes, C., Martins, A.G., 2005. MCDA and Energy Planning. In J. Figueira, S. Greco, M. Ehrgott (Eds.), *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. Springer Verlag, Boston, Dordrecht, London, 859-898.
- Diamond, J.T., Wright, J.R., 1988. Design of an integrated spatial information system for multiobjective land-use planning. *Environmental and Planning B*, 15(2): 205-214.
- Dias, J.M., 2010. *Localização Dinâmica - Modelos e Técnicas*. Imprensa da Universidade de Coimbra.
- Dias, L. C., 2001. A informação imprecisa e os modelos multicritério de apoio à decisão: Identificação e uso de conclusões robustas, Tese de Doutoramento em Organização e Gestão de Empresas. Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra.
- Dias, L.C., 2002. Apontamentos de análise da decisão: como considerar múltiplos critérios, Secção de Textos da Faculdade de Economia da Universidade de Coimbra, Coimbra.

- Dillon, E. J., Hennessy T., Hynes, S., 2010. Assessing the sustainability of Irish agriculture. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 8(3): 131-147.
- Doumpos, M., Zopounidis, C., 2002. *Multicriteria Decision Aid Classification Methods*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Dragičević, S., 2004. The potential of Web-based GIS. *Journal of Geographical Systems*, 6: 79-81.
- Druzdzel, M. J., Flynn, R. R., 1999. Decision Support Systems. In: Kent, A. (Ed.), *Encyclopedia of Library and Information Science*. Marcel Dekker.
- Durão, V. L., 2009. *Análise Comparativa de Sistemas Centralizados e Descentralizados de Valorização de Chorumes de Suiniculturas, utilizando o Sistema UMBERTO*. Tese de Mestrado, FCT – UNL, Lisboa.
- Eastman, J.R., 1993. IDRISI, Version 4.1, Clark University, Worcester, MA.
- Eastman, J.R., Jin, W., Kyem, P.A.K., Toledano, J., 1993. An Algorithm for Multi-Objective Land Allocation Using GIS. *Proceedings, International Workshop on GIS'93, Beijing*, 261-270.
- Eastman, J.R, Jin, W, Kyem, P.A.K, Toledano, J. 1995. Raster Procedures for multi-criteria/multi-objective decisions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 61(5): 539-547.
- Eastman J. R., 1997. *Idrisi for Windows, Version 2.0: Tutorial Exercises*, Graduate School of Geography, Clark University, Worcester, MA.
- Eastman, J., 1999. Multi-criteria evaluation and GIS. In: Longley P.A., Goodchild M.F., Maguire D.J., Rhind D.W. (Eds), *Geographical information systems*. Wiley, New York. 493-502.
- Eldrandaly, K., Eldin, N., Sui D., Shouman, M., Nawara, G., 2005. Integrating GIS and MCDM Using COM Technology. *The International Arab Journal of Information Technology*, 2(2): 163-168.
- Erkut, E., Neuman, S., 1989. Analytical Models for Locating Undesirable Facilities. *European Journal of Operational Research*, 40(3): 275-291.
- Erkut, E., Neuman S., 1992. A Multiobjective Model for Locating Undesirable Facilities. *Annals of Operations Research*, 40: 209-227.
- Erkut, E., Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., Tjandra, S.A., 2008. A multicriteria facility location model for municipal solid waste management in North Greece. *European Journal of Operational Research*, 187: 1402-1421.
- Ehrgott, M., 2005. *Multicriteria Optimization (Second Edition)*. Berlin, Springer.
- EurObser'ER, 2012. Biogas Barometer. Disponível em: <<http://www.euroobserver.org/downloads.asp>> [Acesso a 30 de Junho de 2014]
- Farahani, R. Z., SteadieSeifi, M., Asgari, N., 2010. Multiple criteria facility location problems: A survey. *Applied Mathematical Modelling*, 34(7): 1689-1709.
- Fernandes, S., Captivo, M.E., Clímaco, J., 2010. A GIS embedded decision support system for bicriteria location problems. In Respício et al. (Eds.), *Bridging the Socio-technical Gap in Decision Support Systems: Challenges for the Next Decade*, 271-281.
- Fernandes, S., Captivo, M.E., Clímaco, J., 2014. A DSS for bicriteria location problems. *Decision Support Systems*, 57: 224-244.

- Ferreira, M., Marques, I.P., Malico I., 2012. Biogas in Portugal: Status and public policies in a European context. *Energy Policy*, 43: 267–274.
- Ferretti, V., 2011a. A Multicriteria Spatial Decision Support System Development for Siting a Landfill in the Province of Torino (Italy). *Journal of Multicriteria Decision Analysis*, 18: 231–252.
- Ferretti, V., 2011b. Integrating Multicriteria Analysis and Geographic Information Systems: a survey and classification of the literature. 74th Meeting of the European Working Group Multiple Criteria Decision Aiding, Yverdon-Les-Bains, Switzerland.
- Ferretti, V., Pomarico S., 2012. Integrated sustainability assessments: a spatial multicriteria evaluation for siting a waste incinerator plant in the Province of Torino (Italy). *Environment, Development and Sustainability*, 14(5): 843-867.
- Figueira, J., Mousseau, V., Roy, B., 2005. Electre Methods. In: Figueira, J.; Greco, S.; Ehrgott, M. (Eds.), *Multiple Criteria Decision Analysis: State of The Art Survey*. New York: Springer, Chapter 4.
- Figueira, J.R., Greco S., Roy B., Słowiński R., 2010. ELECTRE methods: Main features and recent developments. In : Zopounidis, C., Pardalos P. (Eds.), *Handbook of Multicriteria Analysis*. New York, USA: Springer, Chapter 4.
- Finlay, P. N., 1994. *Introducing decision support systems*. Oxford, UK Cambridge, Mass., NCC Blackwell, Blackwell Publishers.
- Fischer, M.M., Nijkamp P., 1993. Geographic information systems and spatial analysis. *The Annals of Regional Sciences*, 26: 3–17.
- Flysjö, A., 2012. Greenhouse gas emissions in milk and dairy product chains improving the carbon footprint of dairy products. PhD thesis, Aarhus University.
- Fonseca, M.C. Captivo, M. E., 1996. Location of semi obnoxious facilities with capacity constraints. *Studies in Locational Analysis*, 9: 51-52.
- Gebrezgabher, S.A., Meuwissen, Miranda P.M.M, Oude Lansink, A.G.J.M., 2014. A multiple criteria decision making approach to manure management systems in the Netherlands. *European Journal of Operational Research*, 232: 643–653.
- Georgopoulou, E., Sarafidis, Y., Mirasgedis, S., Zaimi S., Lalas, D.P., 2003. Applications a multiple criteria decision-aid approach in defining national priorities for greenhouse gases emissions reduction in the energy sector. *European Journal of Operational Research*, 146: 199–215.
- Gilliams, S., Raymaekers, D., Muys, B., Orshoven, J. V., 2005. Comparing multiple criteria decision methods to extend a geographical information system on afforestation. *Computers and Electronics in Agriculture*, 49: 142-158.
- Gómez, A., Zubizarreta, J., Rodrigues, M., Dopazo, C., Fueyo, N., 2010. Potential and cost of electricity generation from human and animal waste in Spain. *Renewable Energy*, 35(2): 498-505.
- Gómez-Limón, J. A., Riesgo, L., 2009. Alternative Approaches to the construction of a composite indicator of agricultural sustainability: An application to irrigated agriculture in the Duero basin in Spain. *Journal of Environmental Management*, 90: 3345-3362.
- Goodchild, M., Haining, R. Wise, S. et al., 1992. Integrating Gis and spatial data analysis: problems and possibilities. *Geographical Information Systems*, 6(5): 407-423.

- Gorry, G.A., Scott Morton, M.S., 1971. A Framework for Management Information Systems. *Sloan Management Review* 13(1): 55-70.
- Greene, R., Devillers, R., Luther, J.E., Eddy, B.G., 2011. GIS-Based Multiple Criteria Decision Analysis. *Geography Compass*, 5(6): 412-432.
- Hale, T.S., Moberg, C.R., 2003. Location Science Research: A Review. *Annals of Operations Research*, 32: 21-35.
- Hall, B., Leahy M. G., 2006. Internet-based spatial decision support using open source tools. In: Balram, S., Dragičević, S. (Eds.), *Collaborative geographic information systems*. Hershey: Idea Group Publishing, 345-364.
- Hamacher, H.W., Labbé, M., Nickel S., Skriver, A. J.V., 2002. Multicriteria Semi-Obnoxious Network Location Problems (MSNLP) with Sum and Center Objectives. *Annals of Operations Research*, 110(1): 33-53.
- Hansen, J.W., 1996. Is agricultural sustainability a useful concept?. *Agricultural Systems*, 50(1): 117-143.
- Hediger, W., 1999. Reconciling 'weak' and 'strong' sustainability. *International Journal of Social Economics*, 26(7/8/9): 1120-1143.
- Hekmatfar, M., SteadieSeifi, M., 2009. Multi-criteria Location Problem. In: Farahani R. Z., Hekmatfar, M. (Eds.), *Facility Location: Concepts, Models, Algorithms and Case Studies*. Springer, 373-394.
- Henggeler Antunes, C., Alves, M.J., 2012. Programação linear multiobjetivo - métodos interativos e software. *Actas do Congresso Latino-Iberoamericano de Investigación Operativa - CLAIO/SBPO*, Rio de Janeiro, Brasil.
- Hobbs, B.F., Meier, P.M., 1994. Multicriteria methods for resource planning: an experimental comparison. *IEEE Transactions on Power Systems*, 9(4): 1811-7.
- Höhn, J., Lehtonen, E., Rasi, S., Rintala, J., 2014. A Geographical Information System (GIS) based methodology for determination of potential biomasses and Locals for biogas plants in southern Finland. *Applied Energy*, 113: 1-10.
- Holm-Nielsen, J. B., Al Seadi, T., Oleskowicz-Popiel, P., 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology*, 100: 5478-5484.
- Holzmueller, E.J., Gaskins, M.D., Mangun, J.C., 2011. A GIS approach to prioritizing habitat for restoration using Neotropical migrant songbird criteria. *Environmental Management*, 48(1): 150-157.
- Hopkins, L., 1977. Methods for generating land suitability maps: a comparative evaluation. *Journal of the American Institute of Planners*, 34 (1): 19-29.
- Hossack, I., Robertson, D., Tucker, P., Hursthouse, A., Fyfe, C., 2004. A GIS and Web-based decision support tool for the management of urban soils. *Cybernetics and Systems*, 35: 499-509.
- INE, 2011. Instituto Nacional de Estatística. Disponível em: <[http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpgid=ine\\_main&xpid=INE](http://www.ine.pt/xportal/xmain?xpgid=ine_main&xpid=INE)> [Acesso 17 de Julho de 2014].

- Jafari, S., Zaredar, N., 2010. Land Suitability Analysis using Multi Attribute Decision Making Approach. *International Journal of Environmental Science and Development*, 1(5): 441-445.
- Jankowski, P., Richard, L., 1994. Integration of GIS-based suitability analysis and multicriteria evaluation in a spatial decision support system for route selection. *Environment and Planning B*, 21(3): 326-339.
- Jankowski, P., 1995. Integrating geographical information systems and multiple criteria decision-making methods. *International Journal of Geographical Information Science*, 9(3), 251-273.
- Jankowski, P., Ligmann-Zielinska, A., Swobodzinski, M., 2008. Choice modeler: A Web-based spatial multiple criteria evaluation tool. *Transactions in GIS*, 12(4): 541-61.
- Janssen, R., Rietveld P., 1990. Multicriteria analysis and geographical information systems: An application to agriculture land-use in Netherlands. In: Scholten, H.J., Stillwell, J.C.H. (Eds.), *Geographical information systems for urban and regional planning*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 129-139.
- Janssen, R., van Herwijnen, M., 1998. Map transformation and aggregation methods for spatial decision support. In: Beinat, E., Nijkamp, P. (Eds.) *Multicriteria analysis for land-use management*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 253-270.
- Jelokhani-Niaraki, M., Malczewski, J., 2012. A web 3.0-driven collaborative Multicriteria Spatial Decision Support System. *CyberGeo: European Journal of Geography, Systèmes, Modélisation, Géostatistiques*. Disponível em: <<http://cybergeogeo.revues.org/25514>> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Jiang, H., Eastman, J.R., 2000. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. *International Journal of Geographical Information Science*, 14: 173–184.
- Jingura, R. M., Matengaifa, R., 2009. Optimization of biogas production by anaerobic digestion for sustainable energy development in Zimbabwe. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 13(5): 1116-1120.
- Joerin, F., Musy, A., 2000. Land management with GIS and multicriteria analysis, *International Transactions in Operational Research*, 7: 67–78.
- Joerin, F., Thériault, M., Musy, A., 2001. Using GIS and outranking multicriteria analysis for land-use suitability assessment. *International Journal Geographical Information Science*, 15(2): 153-174.
- Johnson, D.E., Phetteplace, H.W., Seidl, A.F., 2002. Methane, nitrous oxide and carbon dioxide emissions from ruminant livestock production systems. In Takahashi, J., Young, B.A. (Eds.). *Greenhouse Gases and Animal Agriculture*. Elsevier Science, 77-85.
- Jongbloed, A. W., Lenis, N. P., 1998. Environmental concerns about animal manure. *Journal of Animal Science*, 76: 2641–2648.
- Karagiannidis, A., Perkoulidis, G., 2009. A multi-criteria ranking of different technologies for the anaerobic digestion for energy recovery of the organic fraction of municipal solid wastes. *Bioresource Technology*, 100(8): 2355-60.
- Karasakal, E. K., Nadirler, D., 2008. An interactive solution approach for a bi-objective semi-desirable location problem. *Journal Global Optimization*, 42(2): 177-199.

- Karnatak, H. C., Saran S., Bhatia K., Roy P. S., 2007. Multicriteria spatial decision analysis in Web GIS environment. *Geoinformatica*, 11(4): 407-29.
- Keeney, R. L., Raiffa H., 1976. *Decision Analysis with Multiple Objectives*. New York : John Wiley & Sons, Inc.
- Keeney, R. L., Raiffa H., 1993. *Decisions with Multiple Objectives, Preferences and Value Tradeoffs*. Cambridge University Press.
- Klose, A., Drexler, A., 2005. Facility location models for distribution system design. *European Journal of Operational Research*, 162: 4-29.
- Kowalski, K., Stagl, S., Madlener, R., Omann, I., 2009. Sustainable energy futures: Methodological challenges in combining scenarios and participatory multi-criteria analysis. *European Journal of Operational Research*, 197: 1063-1074.
- Krarup, J., Pruzan, P. M., 1990. Ingredients of locational analysis. In: Mirchandani, P., Francis, R. (Eds.), *Discrete location theory*. New York: John Wiley, 1–54.
- Kucas, A., 2010. Disponível em: <<http://arcscripsts.esri.com/details.asp?dbid=16980>> [Acesso a 30 de Junho 2014].
- Laaribi, A., Chevallier J. J., Martel M., 1996. A spatial Decisions Aid: A Multicriterion Evaluation Approach. *Computers, Environment and Urban Systems*, 20(6): 351-366.
- Laaribi, A., 2000. *SIG et analyse multicritère*. Paris: Hermès Sciences Publications.
- Lidouh, K. 2011. An overview of Existing Multi-Criteria Spatial Decision Support Systems. *European Working Group "Multiple Criteria Decision Aiding"*, 23(3): 10- 12.
- Lidouh, K., 2013. On the motivation behind MCDA and GIS integration. *International Journal of Multicriteria Decision Making*, 3 (2/3): 101-113.
- Liebrand, B. C., Ling, K. C., 2009. Co-ops can play role in turning dairy waste into energy and by products. *Rural Cooperatives*, February, 18-21.
- Ma, J., Scott, N. R., DeGloria, S., Lembo, A. J. L., 2005. Siting analysis of farm-based centralized anaerobic digester systems for distributed generation using GIS. *Biomass and Bioenergy*, 28: 591-600.
- Macary, F., Dias, J.A., Leccia, O., Sanchez-Perez, J.M., 2011. Agroenvironmental risks: from the evaluation by a spatialised multicriteria modelling on a small territory, to the use of remote sensing on his larger covering watershed. 74th Meeting of the European Working Group Multiple Criteria Decision Aiding, Yverdon-Les-Bains, Switzerland.
- Madlener, R., Hengeller Antunes, C., Dias, L. C., 2009. Assessing the performance of biogas plants with multi-criteria and data envelopment analysis. *European Journal of Operational Research*, 197: 1084-1094.
- Madlener, R., Schmid, C., 2009. Spatial diffusion of biogas technology in Switzerland: A GIS-based multi-agent simulation approach. *International Journal of Environment and Pollution*, 39(1/2): 28-43.
- Maeng, H., Lund, H., Hvelplund, F., 1999. Biogas plants in Denmark: technological and economic developments. *Applied Energy*, 64: 195–206.
- Malczewski, J., Ogryczak, W., 1990. An Interactive Approach to the Central Facility Location Problem: Locating Pediatric Hospitals in Warsaw. *Geographical Analysis*, 22(3): 244–258.



- Malczewski, J., 1999. GIS and Multicriteria Decision Analysis. Wiley, New York.
- Malczewski, J., Chapman, T., Flegel, C., Walters, D., Shrubsole, D., Healy, M.A., 2003. GIS multicriteria evaluation with ordered weighted averaging (OWA): case study of developing watershed management strategies. *Environment and Planning A*, 35: 1769–1784.
- Malczewski, J., 2004. GIS-based land-use suitability analysis: a critical overview. *Progress in Planning*, 62(1): 3-65.
- Malczewski, J., 2006. Review Article GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. *International Journal of Geographical Information Science*, 20(7): 703-726.
- Malczewski, J., 2010. Multiple Criteria Decision Analysis and Geographic Information Systems. In: Figueira, J., Greco, S., Ehrgott M. (Eds.), *Trends in Multiple Criteria Decision Analysis*. Springer, New York, 369-395.
- Malekmohammadi, B., Blouchi, L. R., 2014. Ecological risk assessment of wetland ecosystems using Multi Criteria Decision Making and Geographic Information System. *Ecological Indicators*, 41: 133-144.
- Marinoni, O., 2004. Implementation of the analytical hierarchy process with VBA in ArcGIS. *Computers and Geosciences*, 30: 637–646.
- Matos, M., 2007. Comentários e deambulações a partir do texto de Alexis Tsoukiás «Da Teoria da Decisão à Metodologia de Ajuda à Decisão». In : Hengeller Antunes, C., Dias, L.C. (Coord.), *Decisão: perspectivas interdisciplinares*. Imprensa da Universidade de Coimbra, 151-172.
- Matthews, K.B., Sibbald, A.R., Craw, S., 1999, Implementation of a spatial decision support system for rural land use planning: integrating geographic information system and environmental models with search and optimisation algorithms. *Computers and Electronics in Agriculture*, 23: 9–26.
- Melachrinoudis, E., Min, M., Wu, X., 1995. A multiobjective model for the dynamic location of landfills. *Location Science*, 3(3): 143–166.
- Melachrinoudis E., 1999. Bicriteria Location of a Semi-Obnoxious Facility. *Computers and Industrial Engineering*, 37(3): 581-593.
- Mendas, A., Delali, A., 2012. Integration of MultiCriteria Decision Analysis in GIS to develop land suitability for agriculture: Application to durum wheat cultivation in the region of Mleta in Algeria. *Computers and Electronics in Agriculture*, 83: 117–126.
- Mendoza, G A, Martins, H., 2006. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: A critical review of methods and new modelling paradigms. *Forest Ecology and Management*, 230: 1-22.
- Menegolo, L., Peekham, R. J., 1996. A fully integrated tool for site planning using multi criteria evaluation techniques within a GIS. In: Rumor, M., McMillan, R., Ottens, H. F. L. (Eds.), *Geographical information*. Amsterdam: IOSA Press, 621-30.
- Mousseau, V., Slowinski, R., 1998. Inferring an ELECTRE-TRI model from assignment examples. *Journal of Global Optimization*, 12(2): 157–174.
- Munda, G., 2005a. Measuring sustainability: a multi-criterion framework. *Environment, Development and Sustainability*, 7(1): 117-134.

- Munda, G., 2005b. Multiple Criteria Decision Analysis and sustainable Development. In Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (Eds.), *Multiple Criteria Decision Analysis: State of the Art Surveys*. Springer Verlag, Boston, Dordrecht, London, 954-986.
- Murphy, J.D., McKeogh, E., Kiely G., 2004. Technical/economic/environmental analysis of biogas utilization. *Applied Energy*, 77: 407-427.
- Murphy, J.D., Power, N., 2009. Technical and economic analysis of biogas production in Ireland utilizing three different crop rotations. *Applied Energy*, 10: 3-15.
- Nasceo Environnement, 2009. Disponível em: <[http://www.biogas-renewable-energy.info/biogas\\_installations\\_expenditures.htm](http://www.biogas-renewable-energy.info/biogas_installations_expenditures.htm)> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Neves, L. P., Martins, A. G., Hengeller Antunes, C., Dias, L. C., 2008. A multi-criteria decision approach to sorting actions for promoting energy efficiency. *Energy Policy*, 36(7): 2351-2363.
- Neves, L. C. M., Converti, A., Vessoni, T.C., 2009. Biogas Production: New Trends for Alternative Energy Sources in Rural and Urban Zones. *Chemical Engineering & Technology*, 32 (8): 1147-1153.
- Nielsen, L. H., Hjort-Gregersen, K., Thygesen P., Christensen, J., 2002. Socio-economic Analysis of Centralised Biogas Plants. Report no. 136. Danish Ministry of Food Agriculture and Fisheries.
- Norese, M.F., 2006. ELECTRE III as a support for participatory decision-making on the localisation of waste-treatment plants. *Land Use Policy*, 23: 76-85.
- Oberti, P., Paoli, C., 2013. Participative and multicriteria localization of wind farm projects in Corsica Island: decision aid process and results. In: Bisdorff, R., Dias, L., Mousseau, V., Pirlot, M. (Eds.), *International handbooks on information systems*. Springer.
- Ochoa, A.M.A, Oliva, V.C, Sáez, C.A, 2007. Explaining farm succession: the impact of farm location and off-farm employment opportunities. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 5(2): 214-225.
- Ondersteijn, C.J.M., Giesen, G.W.J., Huirne, R.B.M., 2003. Identification of farmer characteristics and farm strategies explaining changes in environmental management and environmental and economic performance of dairy farms. *Agricultural Systems*, 78: 31-55.
- ONU (Organização das Nações Unidas), 1987. Brundtland Report, Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future. Oxford University Press.
- Owen, S. H., Daskin M. S., 1998. Strategic Facility Location: A Review. *European Journal of Operational Research*, 111: 423-447.
- Panichelli, L., Gnansounou, E., 2008. GIS-based approach for defining bioenergy facilities location: A case study in Northern Spain based on marginal delivery costs and resources competition between facilities. *Biomass and Bioenergy*, 32(4): 289-300.
- Parker, B. J., Al-Utaibi, G. A., 1986. Decision support systems: the reality that seems hard to accept. *The International Journal of Management Science*, 14: 135 - 143.
- Parker, H. D., 1988. The unique qualities of a Geographic Information System: A commentary. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 54(11): 1547- 1549.

- Parks, B. O., 1993. The need for integration. In: Goodchild, M.F., Parks, B. O., Steyart, L.T. (Eds.), *Environmental Modeling with GIS*. New York, Oxford University Press, 31-34.
- Passuello, A., Cadiach, O., Perez, Y., Schuhmacher M., 2011. A spatial multicriteria decision making tool to define the best agricultural areas for sewage sludge amendment. *Environment International*, 38(1): 1-9.
- Pereira, J. M.C., Duckstein, L., 1993. A multiple criteria decision-making approach to GIS-based land suitability evaluation. *International Journal of Geographical Information Systems*, 7(5): 407-424.
- Perpiña, C., Martínez-Llario, J.C., Pérez-Navarro, Á., 2013. Multicriteria assessment in GIS environments for siting biomass plants. *Land Use Policy*, 31: 326-335.
- Plastria, F., Carrizosa, E., 1999. Undesirable facility location with minimal covering objectives. *European Journal of Operational Research*, 119: 158–180.
- POBLPEDM, 2007. Plano de Ordenamento da Bacia Leiteira Primária do Entre Douro e Minho. Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo; Instituto para o Desenvolvimento Agrário da Região Norte; Universidade do Porto – CIBIO.
- Pohekar, S. D., Ramachandran, M., 2004. Application of Multicriteria Decision Making to Sustainable Energy Planning - A Review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 8(4): 365-381.
- Raju, K., Duckstein, L., Arondel, C., 2000. Multicriterion Analysis for Sustainable Water Resources Planning: A Case Study in Spain. *Water Resources Management*, 14(6): 435-456.
- Rakas, J., Teodorović, D., Kim, T., 2004. Multi-objective modeling for determining location of undesirable facilities. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(2): 125–138.
- Ramos, R.A.R., Mendes, J.F.G., 2001. Avaliação da aptidão do solo para localização industrial : o caso de Valença. Universidade do Minho. Departamento de Engenharia Civil.
- Rao, M., G. Fan, T. J., Cherian G., Chudiwale V., Awawdeh M., 2007. A Web-based GIS Decision Support System for managing and planning USDA's Conservation Reserve Program (CRP). *Environmental Modelling & Software*, 22: 1270-1280.
- Ratick, S. J., White, A. L., 1988. A risk-sharing model for locating noxious facilities. *Environment and Planning B: Planning and Design*, 15(2): 165 – 179.
- Rentizelas, A., Tatsiopoulou, I.P., 2010. Locating a bioenergy facility using a hybrid optimization method. *International Journal of Production Economics*, 123(1): 196-209.
- ReVelle, C. S., Eiselt, H. A., Daskin, M. S., 2008. A Bibliography for Some Fundamental Problem Categories in Discrete Location Science. *European Journal of Operational Research*, 184(3): 817–48.
- Rigby, D., Woodhouse, P., Young, T., Burton, M., 2001. Constructing a farm level indicator of sustainable agricultural practice. *Ecological Economics*, 39(3): 463-478.
- Rikalovic, A., Cosic, I., Lazarevic, D., 2014. GIS Based Multi-criteria Analysis for Industrial Site Selection. *Procedia Engineering*, 69: 1054-1063.
- Rinner, C., J. Malczewski, J., 2002. Web-Enabled Spatial Decision Analysis Using Ordered Weighted Averaging (OWA). *Journal of Geographical Systems*, 4(4): 385-403.

- Rinner, C., 2003. Web-based Spatial Decision Support: Status and Research Directions. *Journal of Geographic Information and Decision Analysis*, 7 (1): 14-31.
- Rosenhead, J., 1989. *Rational analysis of a problematic world*. J. Wiley, New York.
- Rotz, C., 2009. The Dairy Greenhouse Gas Model. A tool for estimating greenhouse gas emissions and the carbon footprint of dairy production systems. USDA Agricultural Research Unit – Pasture Systems and Watershed Management Research Unit, University Park, Pennsylvania.
- Roy, B., 1968. Classement et choix en présence de points de vue multiples (la méthode ELECTRE). *Revue Informatique et Recherche Opérationnelle*, 2<sup>a</sup> ed., 8 : 57-75.
- Roy B., Bertier P., 1971. La Méthode ELECTRE II. Working paper Société d'Economie et de Mathématiques Appliquées.
- Roy B., 1978. ELECTRE III: Un algorithme de classements fondé sur une représentation floue des préférences de critères multiples. *Cahiers du CERO*, 20(1):3-24.
- Roy B., Hugonnard J.C., 1982. Ranking of suburban line extension projects on the Paris metro system by a multicriteria method. *Transportation Research*, 16A(4) : 301-312.
- Roy B., Skalka J. M., 1984. ELECTRE IS - Aspects méthodologiques et guide d'utilisation, LAMSADE - Laboratoire d'Analyse et Modélisation de Systemes pour l'Aide à la Decision, Université de Paris-Dauphine (Document n.º 30).
- Roy, B., 1985. *Méthodologie multicritère d'aide à la decision*. Economica, Paris.
- Roy, B., 1990. *Decision Aid and Decision Making, Readings in Multiple Criteria Decision Aid*, Springer-Verlag, Berlin, 17-35.
- Roy B., Bouyssou, D., 1993. *Aide multicritère à la décision: méthodes et cas*. Economica, Paris.
- Roy, B., 1996. *Multicriteria Methodology for Decision Aiding*. Kluwer Academic Publishers.
- Roy, B., 2005. Paradigms and Challenges. In In Figueira, J., Greco, S., Ehrgott, M. (Eds.), *Multiple Criteria Decision Analysis: state of the art surveys*. Springer, 3-24.
- Saaty, T.L., 1980. *The analytic hierarchy process*. McGraw-Hill, New York.
- Salomon, K.R., Lora, E.E.S., 2009. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, 33: 1101-1107.
- Samanlioglu, F., 2013. A multi-objective mathematical model for the industrial hazardous waste location-routing problem. *European Journal of Operational Research*, 226: 332–340.
- Sánchez-Lozano, J.M., Teruel-Solano, J., Soto-Elvira, P.L., García-Cascales, M.S., 2013. Geographical Information Systems (GIS) and Multi-Criteria Decision Making (MCDM) methods for the evaluation of solar farms locations: Case study in south-eastern Spain. *Renewable & Sustainable Reviews*, 24: 544-556.
- Sánchez-Lozano, J.M., García-Cascales, M.S., Lamata, M.T., 2014a. Identification and selection of potential sites for onshore wind farms development in Region of Murcia, Spain. *Energy*, 73 : 311–324.
- Sánchez-Lozano, J. M., Hengeller Antunes, C., García-Cascales, M.S., Dias, L.C., 2014b. GIS-based photovoltaic solar farms site selection using ELECTRE-TRI: Evaluating the case for Torre Pacheco, Murcia, Southeast of Spain. *Renewable Energy*, 66: 478-494.

- Santé-Riveira, I., Crecente-Maseda, R., Miranda-Barrósa, D., 2008. GIS-based planning support system for rural land-use allocation. *Computers and Electronics in Agriculture*, 63 (2): 257–273.
- Santos, J.C.S.M., 2011. Viabilidade de las explotaciones lecheras en un escenario de desconexión del apoyo y condicionalidad: Un estudio de caso en el noroeste de Portugal. Tese de Doutoramento. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos.
- Šaparauskas, J., Turskis Z., 2006. Evaluation of construction sustainability by multiple criteria methods. *Technological and Economic Development of Economy*, 12(4): 321-326.
- Sener, B., Süzen, M.L., Doyuran, V., 2006. Landfill site selection by using geographic information systems. *Environmental Geology*, 49: 376–388.
- Sevenster, M., Jong, F., 2008. A sustainable dairy sector: Global, regional and life cycle facts and figures on greenhouse-gas emissions. Delft, CE. Disponível em: <[http://www.ce.nl/publicatie/a\\_sustainable\\_dairy\\_sector/851](http://www.ce.nl/publicatie/a_sustainable_dairy_sector/851)> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Shekhar, S., Xiong, H., 2008. *Encyclopedia of GIS*. Springer.
- Sikder, I. U., Gangopadhyay A., 2002. Design and implementation of a Web-based collaborative spatial decision support system: Organizational and managerial implications. *Information Resources Management Journal*, 15(4): 33-47.
- Simão A.C., Coutinho-Rodrigues, J.M., 2004. Um sistema de Apoio à Decisão Espacial para Avaliação Multicritério da Expansão de Redes Técnicas Urbanas. Relatório de Investigação INESC Coimbra, n.º 4, ISSN: 1645-2631.
- Silva, S., Alçada-Almeida, L., Dias, L.C., 2014. Development of a Web-based Multi-criteria Spatial Decision Support System for the assessment of environmental sustainability of dairy farms. *Computers and Electronics in Agriculture*, 108: 46–57.
- Simão, A.C., Coutinho-Rodrigues, J.M., 2004. Um sistema de Apoio à Decisão Espacial para Avaliação Multicritério da Expansão de Redes Técnicas Urbanas. Relatório de Investigação INESC Coimbra, n.º 4.
- Simão, A., Densham P. J., Haklay M., 2009. Web-based GIS for collaborative planning and public participation: An application to the strategic planning of wind farm sites. *Journal of Environmental Management*, 90(6): 2027-40.
- Simon, H.A., 1960. *The New Science of Management Decision*, Harper and Brothers, New York.
- Soares, M., E. Castanheira, M. L. Costa, C. Ribeiro, C. Dias Pereira (s/d). A digestão Anaeróbia no Tratamento de Efluentes de Origem Bovina: Viabilidade em Explorações da Beira Litoral e Entre Douro e Minho. CERNAS, Escola Superior Agrária de Coimbra.
- Sobrie, O., 2011. Implementation of the ELECTRE TRI multicriteria method in an Open Source Geographical Information System. 73rd Meeting of the European Working Group Multiple Criteria Decision Aiding (MCDA'73), University of Corsica.
- Sobrie, O., Pirlot, M., 2012. Implementation of the ELECTRE TRI in an Open Source GIS. European Working Group "Multiple Criteria Decision Aiding" Newsletter. Series 3, nº 26, Fall 2012.

- Sobrie, O., Pirlot, M., Joerin, F., 2013. Intégration de la method d'aide à la décision ELECTRE TRI dans un système d'information géographique open source. *Revue Internationale de Géomatique*, 23(1): 13-38.
- Sommer, S. G., Petersen, S. O., Moller, H. B., 2004. Algorithms for calculating methane and nitrous oxide emissions from manure management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69: 143–154.
- Steuer, R.E., 1985. *Multiple Criteria Optimization: Theory, Computation and Application*. John Wiley & Sons, New York.
- Stewart, T. J., 1992. A critical survey on the status of multiple criteria decision-making theory and practice. *Journal of Management Science*, 20 : 569-586.
- Stockle, C.O., Papendick, R.I., Saxton, K.E., Campbell, G.S., van Evert, F.K., 1994. A framework for evaluating the sustainability of agricultural production systems. *American Journal of Alternative Agriculture*, 9(1/2): 45-50.
- Stoorvogel, J.J., Antle, J.M., Crissman, C.C., Bowen W., 2004. The tradeoff analysis model: integrated biophysical and economic modeling of agricultural production systems. *Agricultural Systems*, 80(1): 43-66.
- Stucki, M., Jungbluth, N., Leuenberger, M., 2012. Life Cycle Assessment of Biogas Production from Different Substrates. ESU-services Ltd. Disponível em: <<http://www.esu-services.ch/fileadmin/download/publicLCI/stucki-2011-biogas-substrates.pdf>> [Acesso 17 de Julho de 2014].
- Sugumaran, R., Degroote, J., 2011. *Spatial Decision Support Systems - Principles and practices*. Taylor and Francis Group.
- Sullivan, T., Yatsalo, B., Grebenkov, A., Linkov, I., 2009. Decision Evaluation for Complex Risk Network Systems (DECERNS) Software Tool. In: Marcomini, A., Critto, A., Sutter II, G.W. (Eds.), *Decision Support Systems for Risk-Based Management of Contaminated Sites*. Springer Science and Business Media, 257-280.
- Sultana, A., Kumar, A., 2012. Optimal siting and size of bioenergy facilities using geographic information system. *Applied Energy*, 94: 192-201.
- Sydorovych, O., Wossink, A., 2008. The meaning of agricultural sustainability: Evidence from a conjoint choice survey. *Agricultural Systems*, 98(1): 10-20.
- Synek, M., Klimánek, M., 2014. Proposal of using GIS for multi-criteria evaluation of environmentally friendly use of skidding technologies in forestry. *Journal of Forest Science*, 60: 51-60.
- Taleghani, G., Kia, A. S., 2005. Technical-economical analysis of the Saveh biogas power plant. *Renewable Energy*, 30: 441–446.
- Tammi, I., Kalliola, R., 2014. Spatial MCDA in marine planning: Experiences from the Mediterranean and Baltic Seas. *Marine Policy*, 48: 73-83.
- Tavares, G., Zsigraiová, Z., Semiao, V., 2011. Multi-criteria GIS-based siting of an incineration plant for municipal solid waste. *Waste Management*, 31: 1960-1972.
- Tricase, C., Lombardi, M., 2009. State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: Technical-economic considerations. *Renewable Energy*, 34(3): 477-485.

- Turban, E., Aronson, J. E., 1998. *Decision Support Systems and Intelligent Systems*. Prentice-Hall, Inc.
- Tuzkaya, G., Semih O., Tuzkaya, U.R., Gülsün, B., 2008. An analytic network process approach for locating undesirable facilities: An example from Istanbul, Turkey. *Journal of Environmental Management*, 88: 970–983.
- Ulusoy, Y., Ulukarde, A.H., Ünal, H., Alibas, K., 2009. Analysis of biogas production in Turkey utilising three different materials and two scenarios. *African Journal of Agricultural Research*, 4 (10): 996-1003.
- Unal, H. B., Yilmaz, H.I., Miran, B., 2011. Optimal Planning of Central Biogas Plants and Evaluation of Their Environmental Impacts: A Case Study from Tire, Izmir, Turkey. *Ekoloji*, 20(79): 21-28.
- Uyan, M., 2013. GIS-based solar farms site selection using analytic hierarchy process (AHP) in Karapinar region, Konya. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 28: 11-17.
- van Calker, K., Berentsen P., Giesen G., Huirne, R., 2005. Identifying and Ranking Attributes that Determine Sustainability in Dutch Dairy Farming. *Agriculture and Human Values*, 22: 53-63.
- van Calker, K., Berentsen, P., Romero, C., Giesen, G., Huirne, R., 2006. Development and application of multi-attribute sustainability function for Dutch dairy farming systems. *Ecological Economics*, 57: 640-658.
- van der Werff, H.M.A., van der Meer, F.D., 2008. Shape - based classification of spectrally identical objects. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 63 (2): 251-258.
- Vaskan, P., Passuello, A., Guillen-Gosalbez, G., Schuhmacher, M., 2013. Combined use of GIS and mixed-integer linear programming for identifying optimal agricultural areas for sewage sludge amendment: A case study of Catalonia. *Environmental Modelling & Software*, 46 (163-169).
- Vincke, P. 1992. *Multicriteria Decision-Aid*. John Wiley, Bruxelles.
- Vogel, R., 2008. A Software Framework for GIS-based Multiple Criteria Evaluation of Land Suitability. 11th AGILE International Conference on Geographic Information Science, University of Girona, Spain.
- Voivontas, D., Assimacopoulos, D., Koukios, E. G., 2001. Assessment of biomass potential for power production: a GIS based method. *Biomass and Bioenergy*, 20: 101-112.
- Wallenius, J., Dyer, J.S., Fishburn P.C., Steuer, R.E., Zionts, S., Deb, K., 2008. Multiple criteria decision making, multiattribute utility theory: Recent accomplishments and what lies ahead. *Management Science*, 54(7): 1336–1349.
- Walsh, M. R., 1993. Toward Spatial Decision Support Systems in Water Resources. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 112(2): 158-169.
- Worboys, M.F., Duckham, M., 2004. *GIS: A Computing Perspective*, Second Edition, CRC Press.
- Worrall, L., 1991. *Spatial analysis and spatial policy using geographic information systems*. Belhaven Press, London (UK).
- Wyman, M., Kuby M., 1993. A Multiobjective Location-Allocation Model for Assessing Toxic Waste Processing Technologies. *Studies in Locational Analysis*, 4: 193-196.

- Wyman, M., Kuby M., 1995. Proactive Optimization of Toxic Waste Transportation, Location and Technology. *Location Science*, 3 (3): 167-185.
- Yager, R.R., 1988. On ordered weighted averaging aggregation operators in multi-criteria decision making. *IEEE Transactions on Systems, Man and Cybernetics B*, 18: 183-190.
- Yi, C., Lee, J., Shim, M., 2010. GIS-based distributed technique for assessing economic loss from flood damage: pre-feasibility study for the Anyang Stream Basin in Korea. *Natural Hazards*, 55: 251–272.
- Yu, W., 1992. Aide multicritère à la décision dans le cadre de la problématique du tri concepts, méthodes et applications. Thèse de doctorat, Université Paris-Dauphine.
- Yunlong, C., Smit, B., 1994. Sustainability in agriculture: a general review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 49(2): 299-307.
- Zhou, P., Ang, B., Poh, K., 2006. Decision analysis in energy and environmental modeling: An update. *Energy*, 31(14): 2604-2622.
- Zhu, X., Dale, A. P., 2001. JavaAHP: A Web-based decision analysis tool for natural resource and environmental management. *Environmental Modelling and Software*, 16(3): 251-62.
- Zucca, A., Sharifi, A., Fabbri, A., 2008. Application of spatial multi criteria analysis to site selection for a local park: a case study in the Bergamo Province, Italy. *Journal of Environmental Management*, 88: 752-769.



# APÊNDICE A

## Caracterização das Explorações Leiteiras e Mapas de Resultados

Este apêndice serve de complemento ao apresentado no Capítulo 5. Na Secção A.1 procedemos à caracterização das explorações leiteiras da região Entre Douro e Minho (EDM), focando características mais genéricas como a sua localização, número e características mais específicas de índole ambiental e socioeconómica. Na secção A.2. apresentamos alguns mapas resultantes obtidos na classificação de sustentabilidade.

### A.1. Caracterização das Explorações Leiteiras da Região EDM

#### A.1.1. Localização das Explorações

A região em estudo caracteriza-se como a Bacia Leiteira Primária de Entre Douro e Minho e é constituída por um conjunto de 10 concelhos: Viana do Castelo, Barcelos, Esposende, Póvoa de Varzim, Vila Nova de Famalicão, Vila do Conde, Santo Tirso, Trofa, Maia e Matosinhos, situada na região Noroeste de Portugal (Figura A.1), na qual se insere a Zona Vulnerável nº 1 ou o “Aquífero Livre de Esposende Vila do Conde”. A área total da região constituída por estes dez concelhos é de 1580 km<sup>2</sup>.

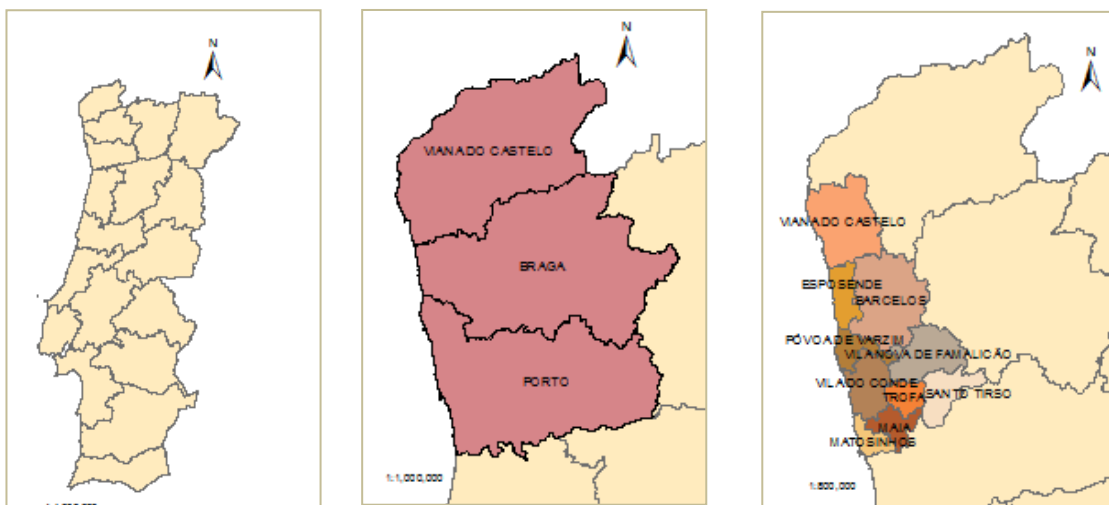
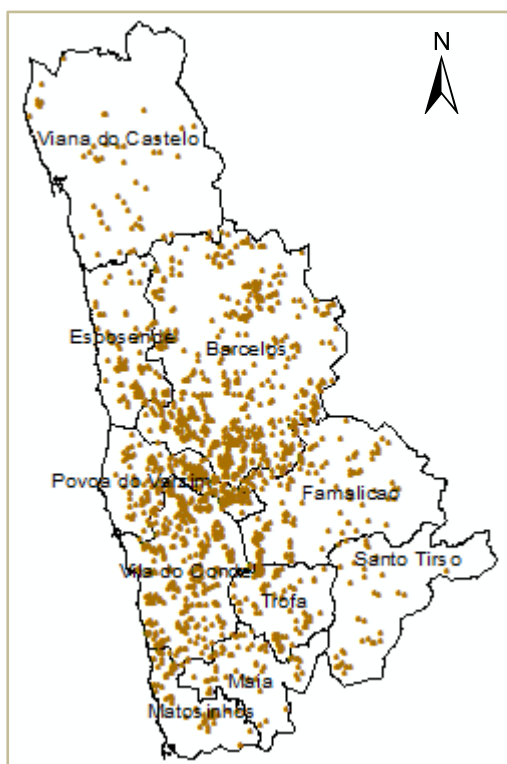


Figura A.1: Área de Estudo

As explorações objeto de estudo são 1705 e distribuem-se por toda a região concentrando-se, em particular, nos concelhos de Vila do Conde, Póvoa de Varzim, Vila Nova de Famalicão e Barcelos (Figura A.2). Este último concelho destaca-se pelo número elevado de unidades (35% do total), seguindo-se Vila do Conde com 21% das explorações, sendo que estes dois concelhos contêm mais de 50% das explorações em estudo (Tabela A.1).



**Figura A.2:** Mapa distribuição espacial das explorações leiteiras

	Número Explorações	Percentagem
Viana do Castelo	50	3%
Esposende	112	7%
Barcelos	593	35%
Póvoa de Varzim	199	12%
V. N. Famalicão	159	9%
Vila do Conde	354	21%
Santo Tirso	36	2%
Trofa	84	5%
Maia	55	3%
Matosinhos	63	4%

**Tabela A.1:** Número e percentagem das explorações leiteiras pelos concelhos

### A.1.2. Caracterização Socioeconómica

A condição jurídica do titular das explorações pretende distinguir entre os produtores que são entidades singulares e os que constituem sociedades. Neste aspeto, 91% dos titulares são singulares, dos quais 71% são autónomos (que representam a designada agricultura familiar) e 20% empresários e apenas 8% representam sociedades (1% dos inquiridos não respondeu).

A idade média dos produtores leiteiros é de 49 anos, e não existe uma grande variabilidade dos dados. No entanto, existem alguns valores extremos, 24 anos e 92 anos.

O nível médio de instrução dos produtores agrícolas da região EDM (Entre Douro e Minho) é baixo. Cerca de 1%, não sabe ler nem escrever, 53% deles, frequentaram apenas o ensino primário (1.º ciclo), dos quais 2% não o terminaram, 26% frequentaram o 2.º ciclo, 7% frequentaram o 3.º ciclo, 4% frequentaram o ensino secundário (onde apenas 1% o terminou) e apenas 2%, frequentaram o ensino superior e 7% não responderam.

O tempo de dedicação dos produtores à atividade, reflete uma inequívoca profissionalização da atividade leiteira, sendo que, 85% dos produtores dedicam-se em completo (100%) à atividade. Apenas 6% dos produtores, apresentam uma dedicação parcial (onde 3% com uma dedicação inferior a 50% e 3% com dedicação à atividade superior a 50%) e 2% dos produtores não se dedicam à atividade, ou seja, não trabalham na exploração (7% não respondeu).

Na análise da antiguidade dos produtores leiteiros, verifica-se, que a maioria dos produtores, já se instalou antes da adesão de Portugal à CEE ou nos anos imediatamente a seguir à adesão. Cerca de 44% já iniciaram a sua atividade há mais de 20 anos, 33% há menos de 20 anos mas mais de 10 anos, e só 23% há menos de 10 anos.

Relativamente à sucessão das explorações leiteiras, analisa-se o número de filhos e a dedicação destes à atividade. Verifica-se que a média do número de filhos é de 2. Cerca de 42% dos filhos, dedicam-se a 100% à atividade (tempo completo) mas no entanto, 36% não trabalha na exploração e 13% dos filhos apresentam uma dedicação parcial, inferior a 25% e os restantes 9%, apresentam uma dedicação parcial superior a 25% e inferior a 100%.

No que se refere às perspetivas futuras, verifica-se que uma clara maioria, 56%, pretende (relembremos que o inquérito foi realizado em 2006) estabilizar a atividade, cerca de mais de um terço (36%), considerava a possibilidade de expansão da exploração e conseqüentemente, da atividade. Nessa altura, apenas 4% declaravam desejar abandonar a atividade e outros 4% colocavam a hipótese de redução ou mesmo deslocalização para outra região.

Relativamente ao investimento, cerca de 52% dos produtores não pretende realizar qualquer tipo de investimento na atividade e 48% estavam dispostos a investir em instalações, equipamentos, animais, quota ou outra forma de investimento.

Um aspeto interessante na análise da mão-de-obra das explorações leiteiras é verificar-se que esta é claramente do tipo familiar, sendo que 85% da mão-de-obra é garantida pelos membros do agregado. Cerca de 15% da mão-de-obra é do tipo permanente e contratada (não nos podemos esquecer que algumas destas explorações representavam sociedades), sendo que este valor por vezes, cresce para 21% com mão-de-obra eventual.

Quando se analisa o peso do rendimento externo no rendimento familiar, ou seja, obtido fora das explorações, verifica-se que na grande maioria das explorações (80%) não existe, o que realça uma grande dependência dos produtores no rendimento obtido exclusivamente das explorações.

A área total das explorações em estudo é de 20 331 hectares (ha). A dimensão física média das explorações é de 12 ha, havendo naturalmente alguma variabilidade entre elas, dos quais 10ha são definidos como SAU (Superfície Agrícola Utilizável) e 2 ha como área florestal, sendo a área de incultos, culturas permanentes e outras culturas pouco significativa. Podemos dizer que maioritariamente as explorações se classificam como pequenas e médias.

### **A.1.3. Caracterização Ambiental**

O inquérito realizado, abordou várias características ambientais das explorações leiteiras da região EDM, de forma a analisar o cumprimento (ou não) por parte destas, das normas ambientais, de forma a evitar graves impactes sobre o solo, água e alimentos.

Uma das informações diz respeito à classificação do tipo de animais presentes na exploração e as respetivas produções. As 1705 explorações em estudo, abarcam um total de 106 958 animais, dos quais maioritariamente 56% (60 287), são vacas de produção, 10% vacas secas, 29% Recria, 4% Vitelão e 1% Novilho de engorda.

O efetivo médio de vacas leiteiras por exploração é de 35, verificando-se contudo, uma elevada variabilidade neste indicador (desvio-padrão 28). Verifica-se uma maior concentração de animais nos concelhos de Barcelos com 32%, Vila do Conde com 25% e Póvoa do Varzim com 14%.

Quando se compara o número de vacas por concelho com o número de explorações existentes em cada concelho, verifica-se que nos concelhos de Vila do Conde, Vila Nova de Famalicão e Póvoa de Varzim existe uma maior concentração de animais por exploração.

A partir do número de animais de cada unidade produtiva, calcula-se o número de Cabeças Normal (CN) e, usando esta informação, determina-se a quantidade de dejetos produzidos na exploração por tipo seja, chorume, águas brancas, águas verdes ou outros. Nas explorações em estudo produz-se um total de 1 462 077m<sup>3</sup>/ano de efluentes sólidos e 1 301 413m<sup>3</sup>/ano de efluentes líquidos.

Com base no estado produtivo e idade dos animais determina-se o azoto excretado nos dejetos animais e, conseqüentemente, o azoto produzido em cada uma das explorações. Neste estudo, o azoto produzido pelas vacas leiteiras é 3 747 727kg, representando 92% da produção total de azoto dos restantes bovinos, que no total é de 4 093 816Kg.

Outra informação essencial à caracterização das explorações, a ter em conta, refere-se ao armazenamento dos dejetos e às diferentes estruturas de armazenamento. As diferentes estruturas de armazenamento presentes na exploração, foram contabilizadas, permitindo apurar a capacidade de armazenamento total em metros cúbicos (m<sup>3</sup>) e encontram-se igualmente caracterizadas segundo a sua localização em relação ao estábulo, a distância aos pontos ou linhas de água, o seu tipo, o tempo de armazenamento, a separação sólido/líquido e a recolha de águas pluviais. Quanto às formas de armazenamento, existem no total 3185 fossas, 529 valas, 5 lagoas e 88 nitreiras. Sendo a fossa o tipo de armazenamento mais frequente, vamo-nos debruçar sobretudo nesta forma de armazenamento. Em média, cada exploração possui 2 fossas com capacidade média de 506m<sup>3</sup> (sendo notória a grande variabilidade da capacidade destas entre as explorações) e a grande maioria das explorações, possuem capacidade de armazenamento de 3 a 6 meses. As fossas maioritariamente, situam-se a mais de 25m das linhas de água, são do tipo coberto e uma grande parte delas não possui separação sólido-líquido nem recolha das águas pluviais.

Tal como o armazenamento e tratamento, o espalhamento dos efluentes nos solo é um dos principais aspetos a considerar porque envolve, não só os aspetos ambientais, mas também as populações que coabitam na área circundante à exploração e às parcelas que lhe estão associadas.

Para cada um dos diferentes tipos de efluentes é descrito o destino, a forma e época de aplicação no solo, a posse de licença de utilização e a frequência de aplicação no solo. Nas explorações em estudo verifica-se que 96% destas aplicam os efluentes (em particular, chorume bruto) na terra inculta e 4% na produção forrageira.

A forma de aplicação no solo é maioritariamente por aspersão em bandas de baixa pressão, aplicada maioritariamente à sementeira ou à sementeira e cobertura. Cerca de 54% das explorações têm como frequência de aplicação do chorume no solo de 3 a 6 meses e 14% de 3 meses. Verifica-se ainda que 89% das explorações não possui licença de utilização dos efluentes, 4% possui licença da ETAR municipal e cooperativa e 3% do Ministério do Ambiente.

Ainda como elemento essencial para a caracterização do universo das explorações estudadas, é a área ocupada pelas diferentes culturas na exploração, ocupação e uso do solo (culturas forrageiras Primavera-Verão, Outono-Inverno, culturas permanentes, incultos, floresta.) e os dados estimados para a produção de dejetos, de forma a se determinar a capacidade de incorporação de azoto no solo. Neste sentido, foram utilizados os dados relativos à Superfície Agrícola Utilizável (SAU) e à área forrageira, no que concerne aos efluentes, entramos com os efluentes totais e respetivas componentes sólida e líquida.

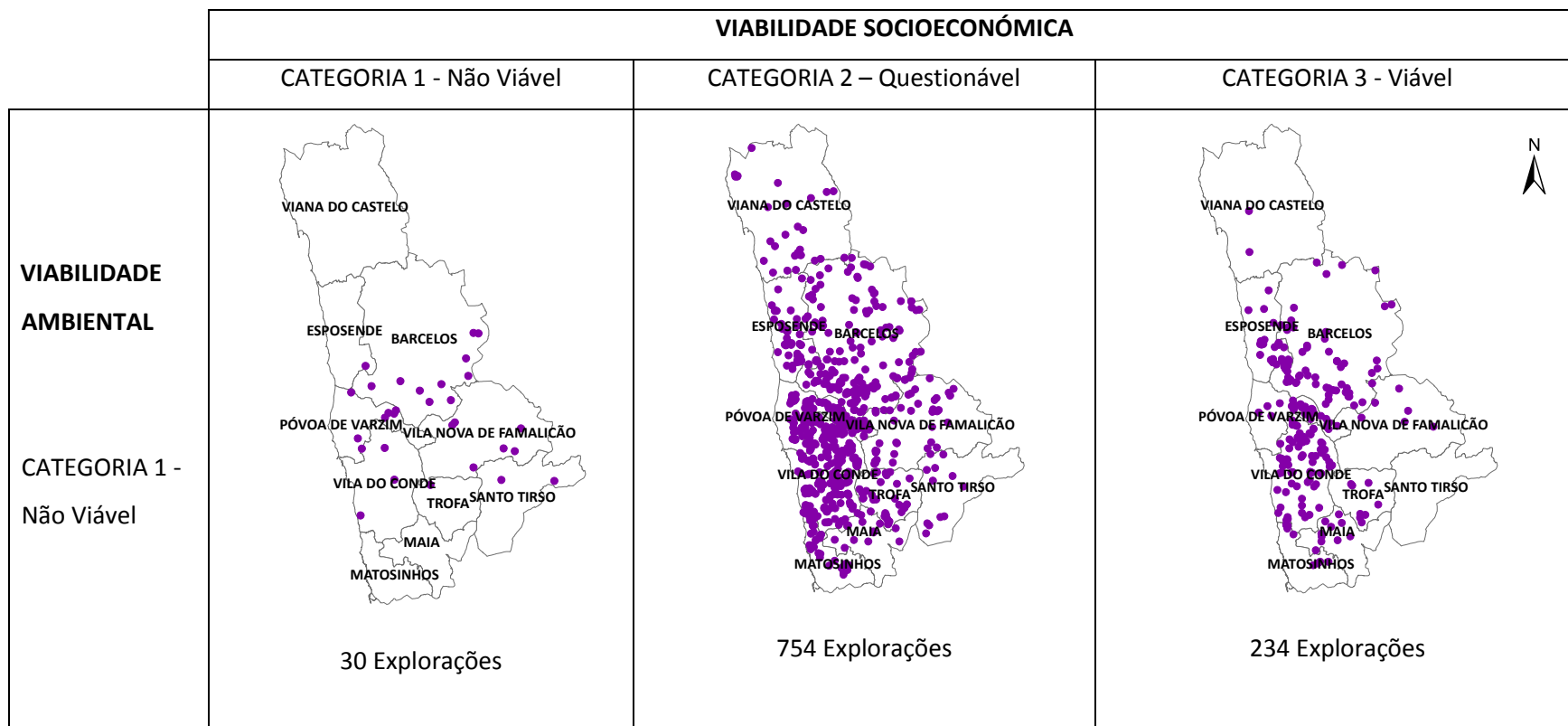
A área em média de SAU das explorações é de 10ha. No universo das explorações em estudo, a SAU apresenta valores que variam entre o 1 a 68ha. É interessante ainda perceber que a maioria, (60%) das explorações, tem uma área inferior a 10ha, (das quais 42% se incluem na classe de 10 a 20ha de SAU), seguindo-se a classe de 10 a 20 ha com 51% das explorações.

Quando analisada a capacidade de incorporação de azoto no solo, verifica-se que a grande maioria das explorações, não têm capacidade de incorporação suficiente dos efluentes no solo, sendo assim, negativo o balanço entre os efluentes produzidos e sua capacidade de incorporação de azoto no solo.

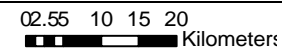
Por fim, é importante analisar o tipo de instalações e sua área correspondente, na perspetiva das condições e bem-estar animal, como seja, o tipo de estabulação, a sala de ordenha e silo, a ventilação, o piso e demais fatores influenciadores do bem-estar animal, para cada classe bovina.

Nas explorações em estudo, no que se refere às vacas de produção (categoria que possui o maior número de animais) em 55% delas, a estabulação é do tipo livre com cubículos, 20% do tipo livre sem cubículos e 20% do tipo presa. Em média, as explorações possuem 621m<sup>2</sup> de área destinada às vacas de produção.

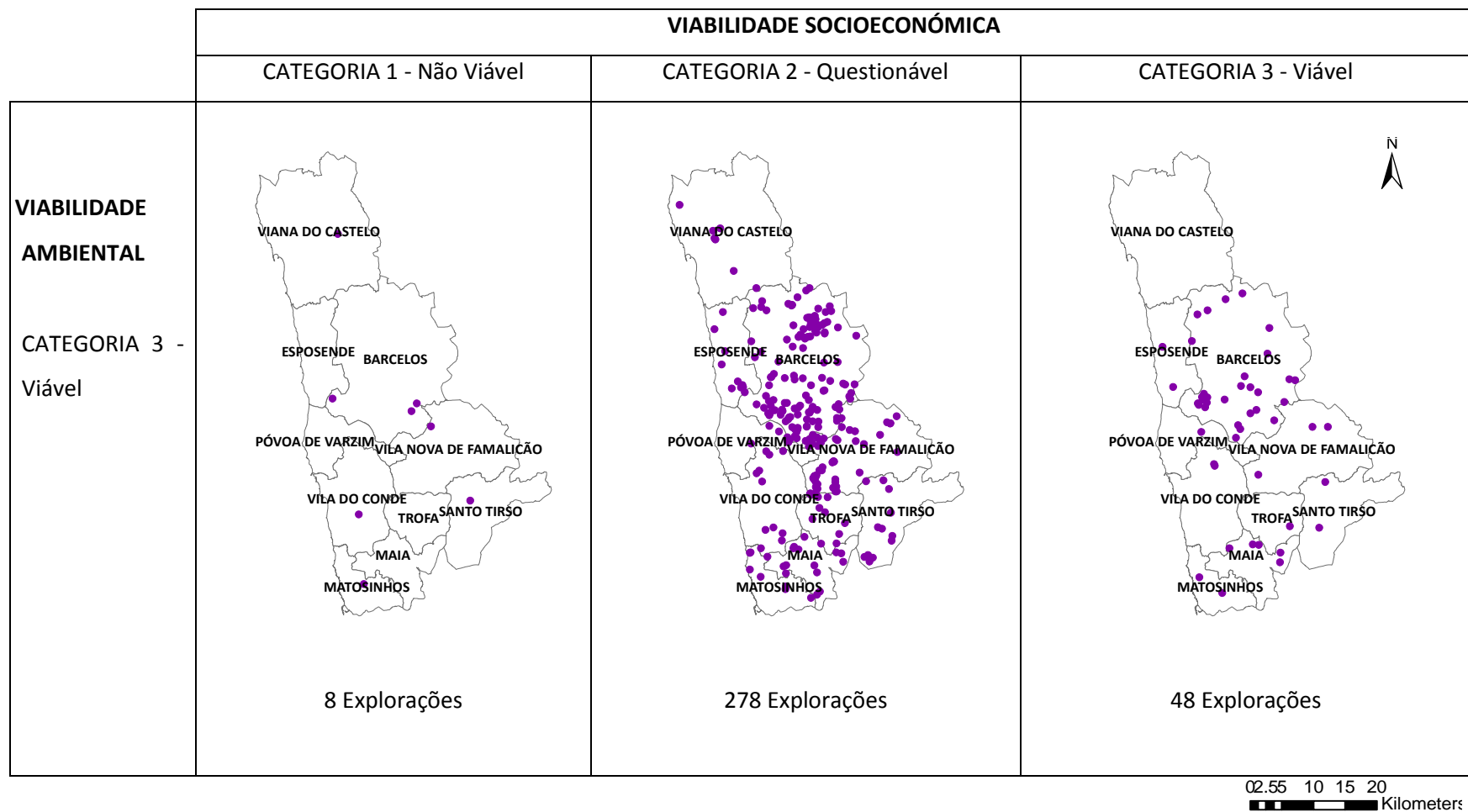
**A.2. Mapas Resultantes**



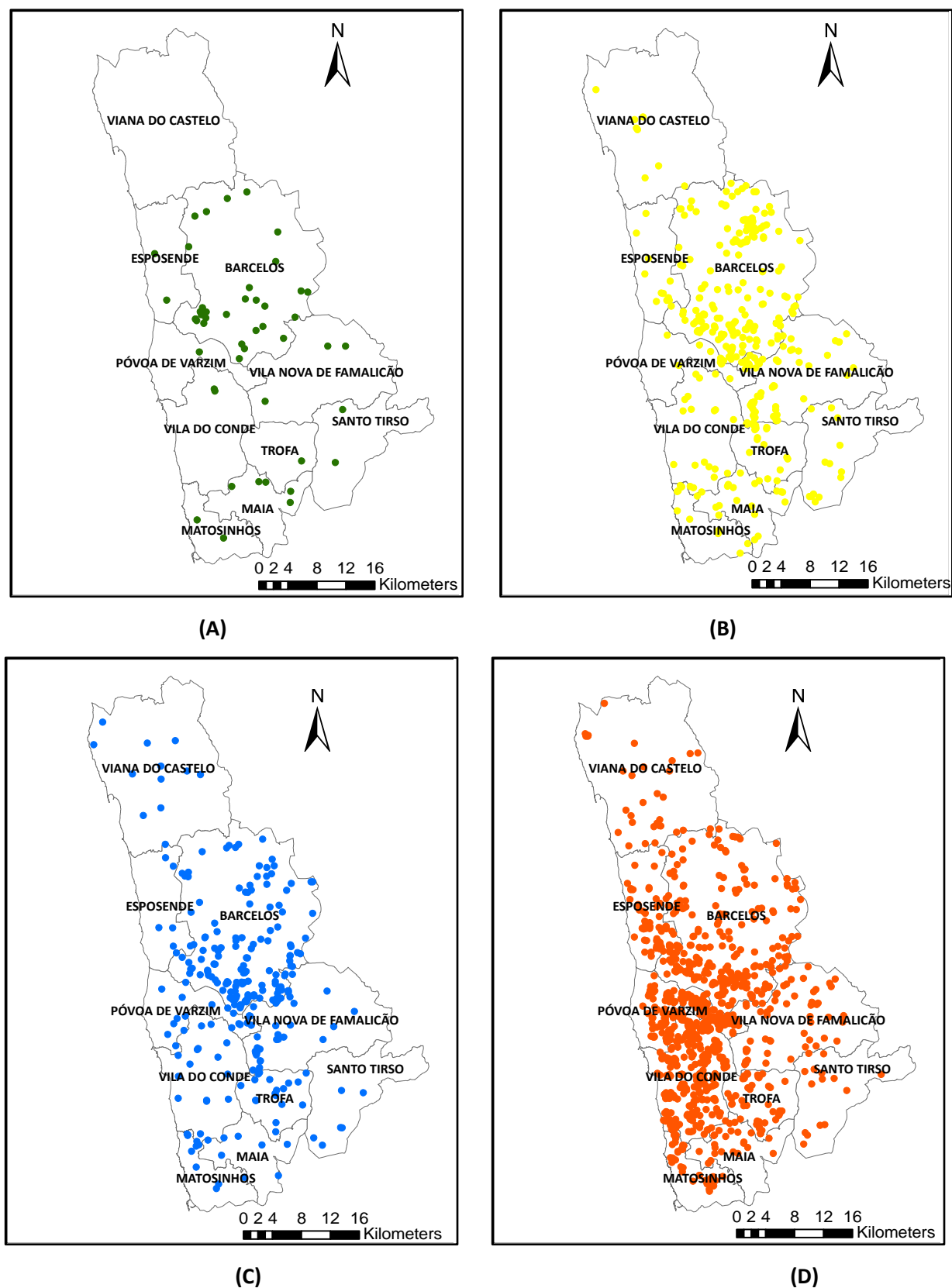
		VIABILIDADE SOCIOECONÓMICA		
		CATEGORIA 1 - Não Viável	CATEGORIA 2 - Questionável	CATEGORIA 3 - Viável
VIABILIDADE AMBIENTAL	CATEGORIA 2 - Questionável	<p>13 Explorações</p>	<p>271 Explorações</p>	<p>69 Explorações</p>



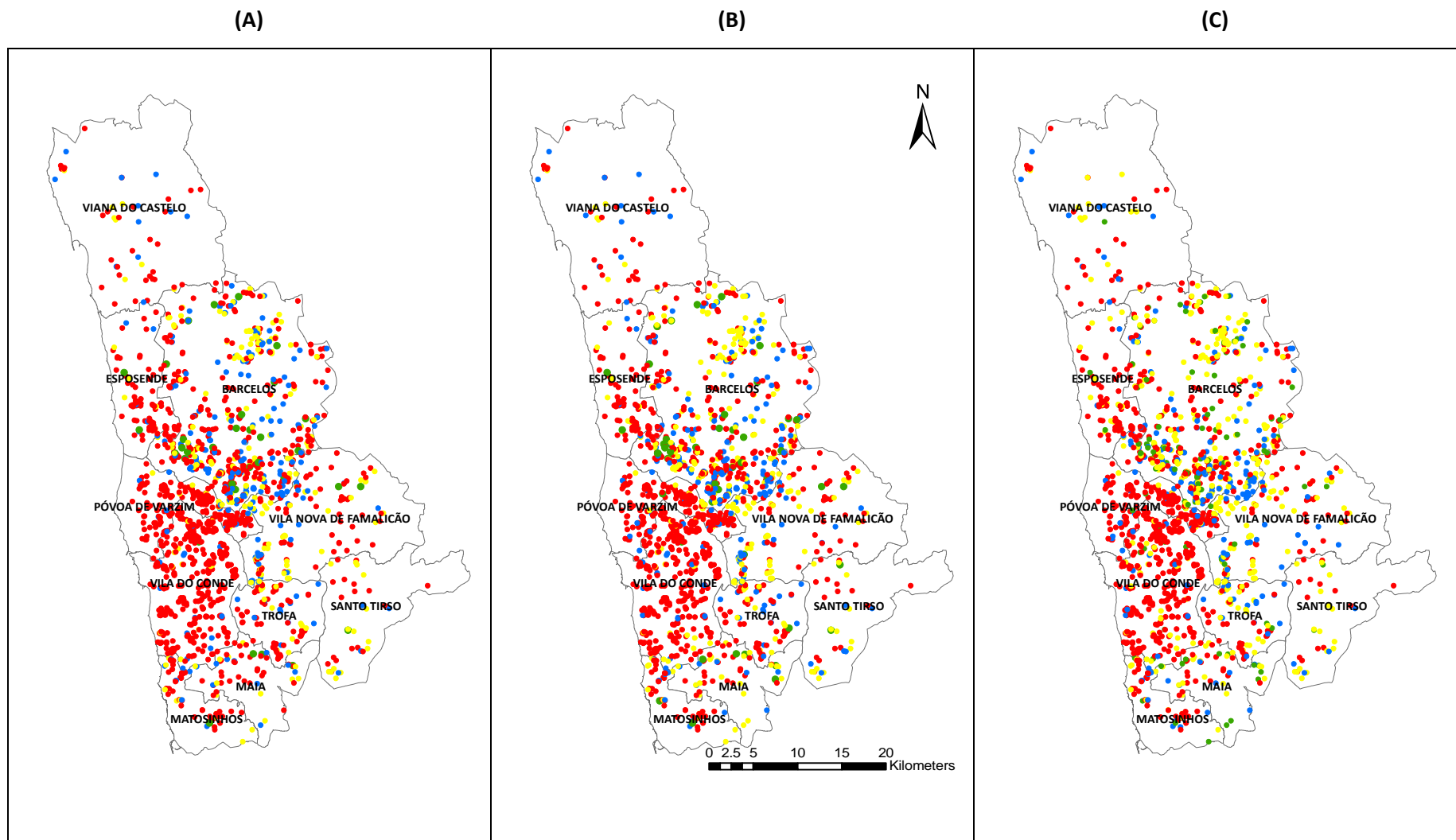




**Figura A.3:** Distribuição da classificação das explorações no mapa de acordo com a avaliação da Viabilidade Ambiental e Socioeconómica, em simultâneo.



**Figura A.4:** Distribuição Geográfica das Explorações classificadas como: **(A)** Fortemente Sustentáveis; **(B)** Moderadamente Sustentáveis; **(C)** Marginalmente Sustentáveis; **(D)** Não Sustentáveis.



**Figura A.5:** Mapa da classificação das explorações quanto à sustentabilidade nos 3 cenários:  
 (A) Penalizador; (B) Original; (C) Benevolente

**Legenda:**

- ◆ Não Sustentável
- ◆ Marginalmente Sustentável
- ◆ Moderadamente Sustentável
- ◆ Fortemente Sustentável



# APÊNDICE B

## Descrição Geral da Informação Geográfica da Região Entre Douro e Minho

Este apêndice serve de complemento ao apresentado no Capítulo 6. Na Secção B.1 apresentamos a descrição técnica da Informação Geográfica usada na análise de aptidão do solo da região Entre Douro e Minho para localização de centrais de biogás. Na secção B.2 apresentamos a Carta relativa às restrições e fatores definidos.

### B.1. Descrição Técnica da Informação Geográfica usada

A tabela seguinte sintetiza as características técnicas da informação considerada:

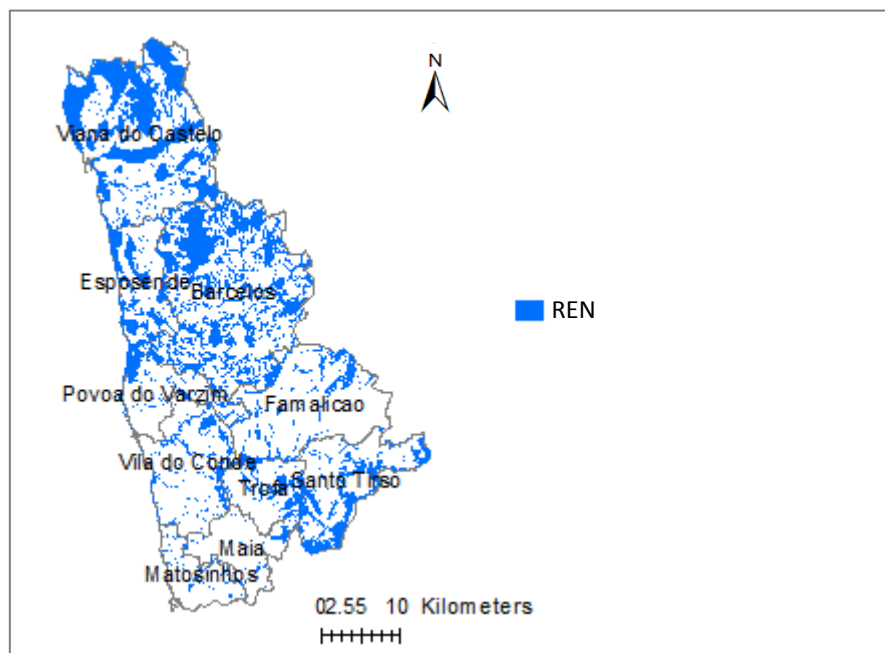
Informação de Base	Formato	Fonte dos dados (*)	Sistema de Coordenadas	Escala
Altimetria	Vectorial	IGeoE	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Rede Hidrográfica	Vectorial	IGeoE	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Rede Viária e Ferroviária	Vectorial	IGeoE	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Carta de ocupação do solo (2000)	Vectorial	ESA-IPVC	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Carta de aptidão agrícola e florestal	Vectorial	DRAPN	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Reserva Ecológica Nacional (REN)	Vectorial	CCDRN	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Reserva Agrícola Nacional (RAN)	Vectorial	DRAPN	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Rede Natura e Áreas protegidas	Vectorial	ICNB	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Edificado	Vectorial	IGeoE	Lisboa Hayford Gauss	1:25000
Rede Elétrica	Vectorial	EDP	Lisboa Hayford Gauss	1:25000

**Tabela B.1** - Características técnicas da informação

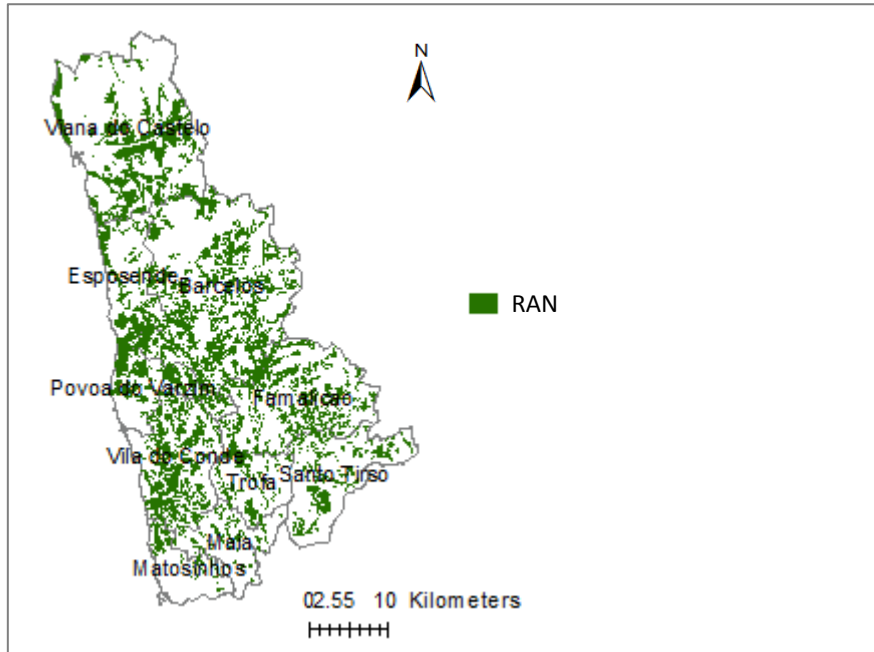
- (\*) IGEOE - Instituto Geográfico do Exército;  
ESA-IPVC – Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Viana do Castelo;  
DRAPN - Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte;  
CCDRN - Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte;  
ICNB - Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade;  
EDP – Energias de Portugal.

## B.2. Cartas relativas aos critérios (restrições e fatores)

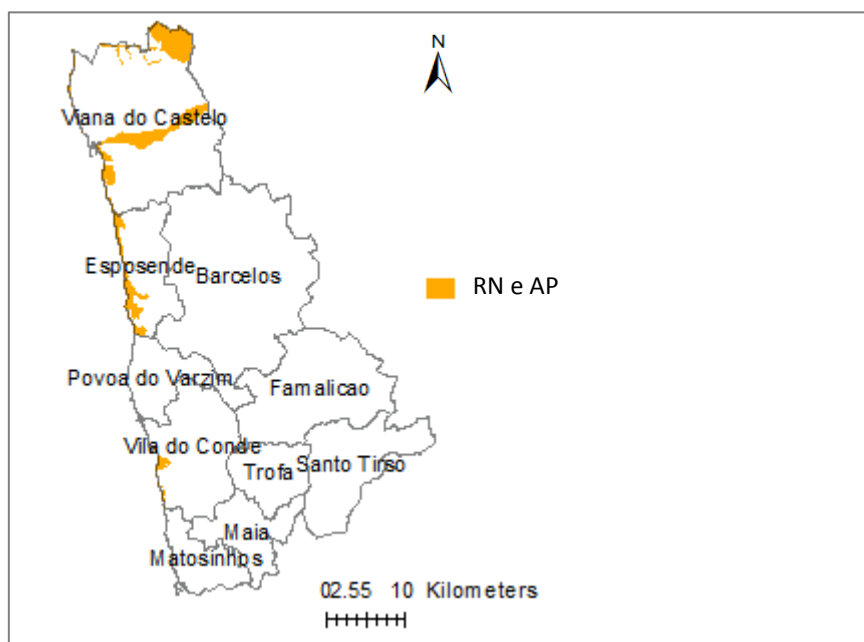
### B.2.1. Carta da Reserva Ecológica Nacional (REN)



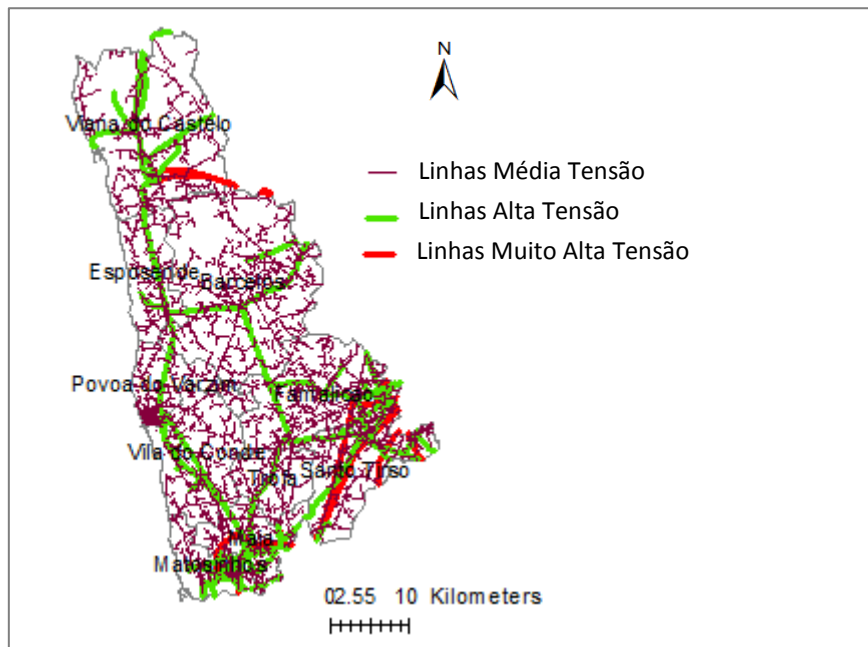
**B.2.2. Carta da Reserva Agrícola Nacional (RAN)**



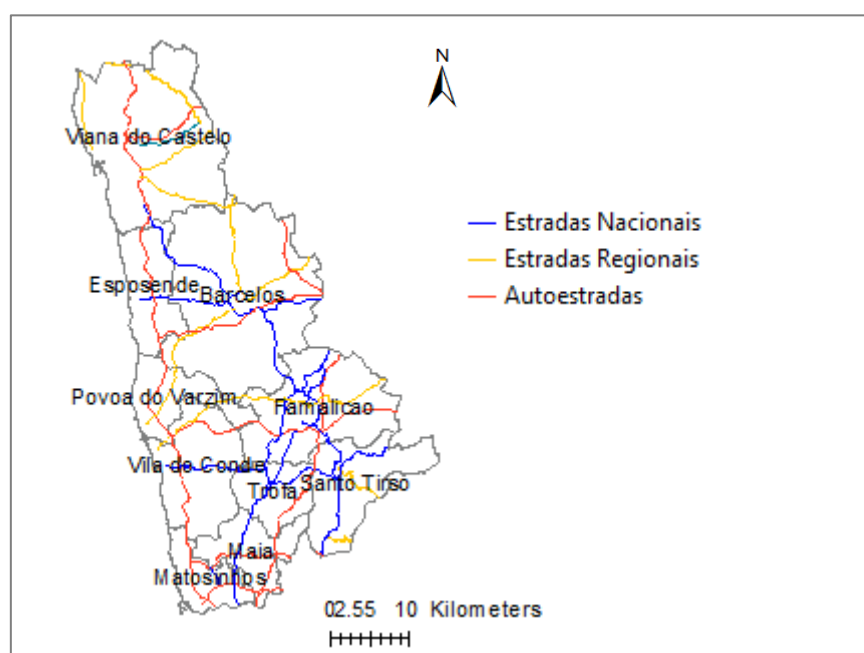
**B.2.3. Carta da Rede Natura (RN) e Áreas Protegidas (AP)**



**B.2.4. Carta da Rede Elétrica**

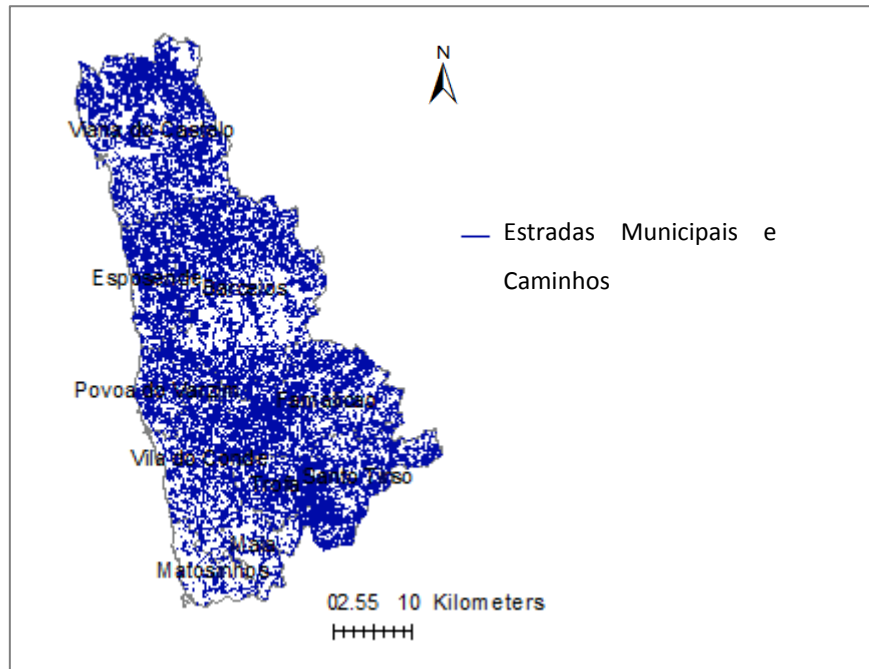


**B.2.5. Carta da Rede Viária: Autoestradas, Estradas Nacionais e Estradas Regionais**

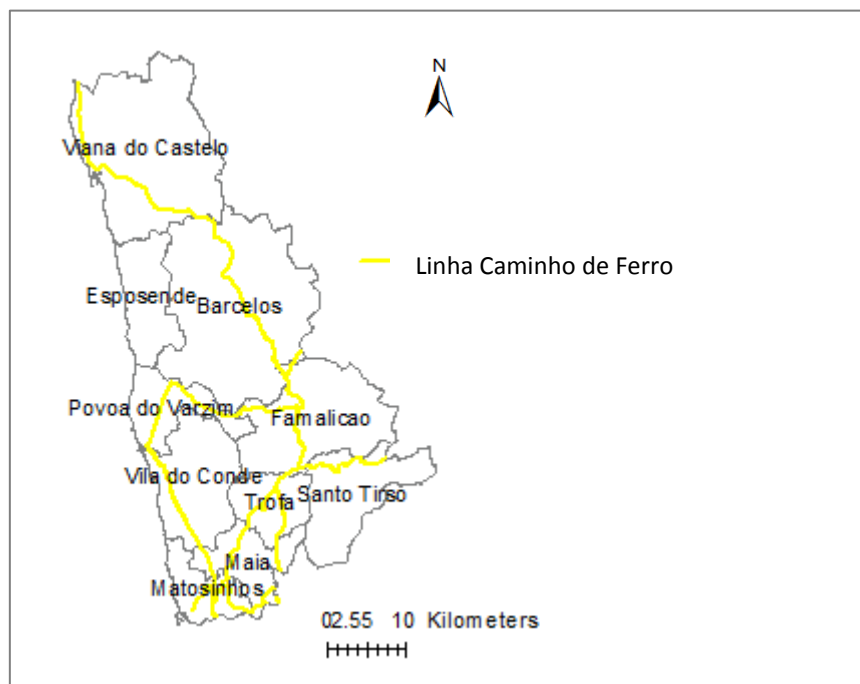




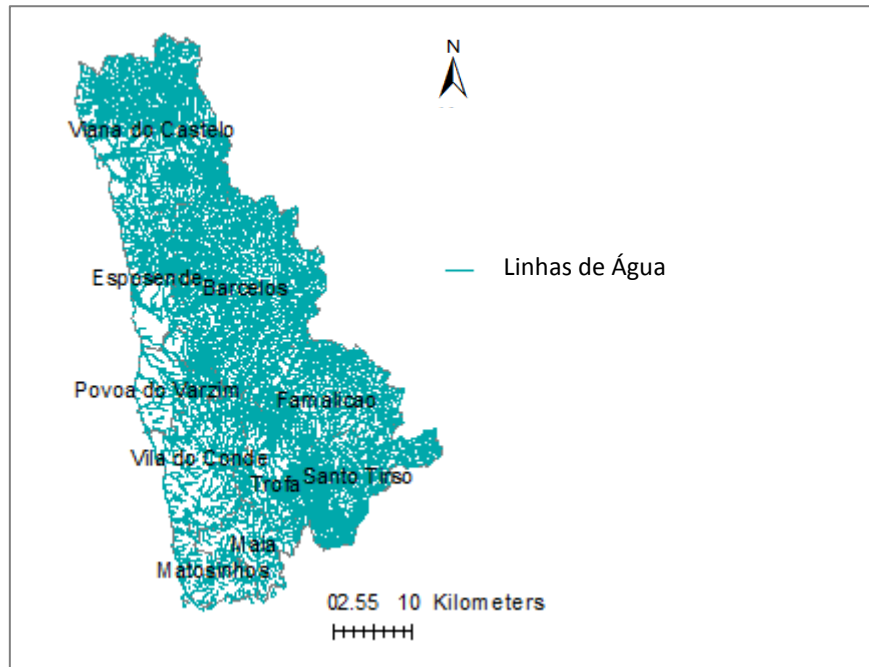
### B.2.6. Carta da Rede Viária: Estradas Municipais e Caminhos



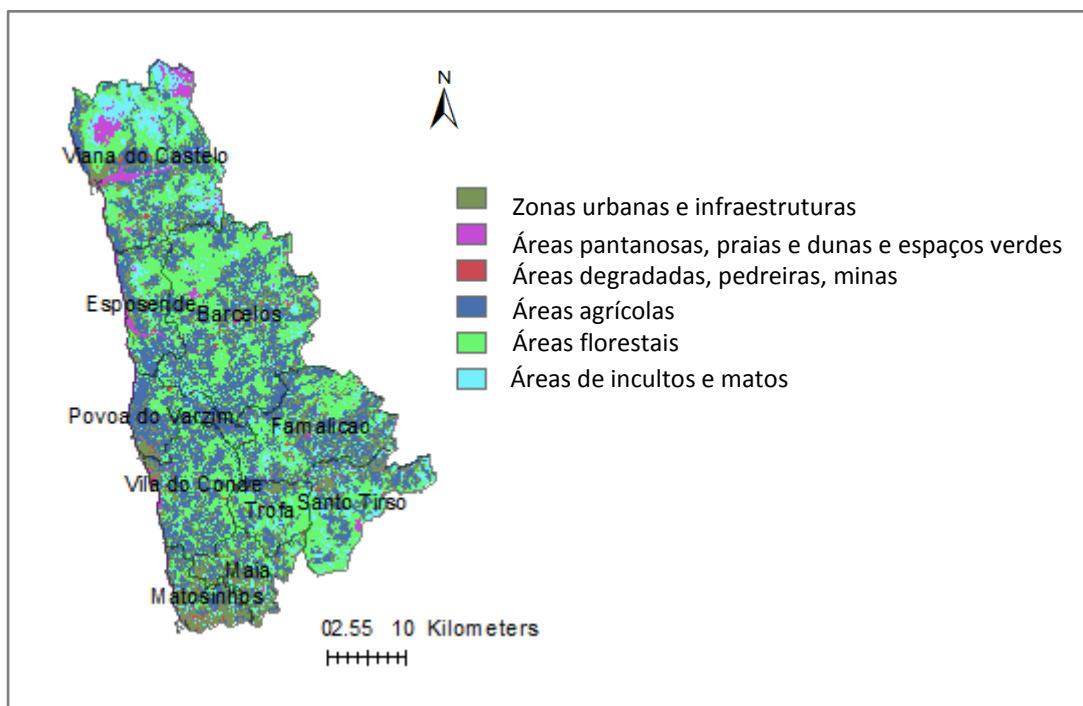
### B.2.7. Carta da Rede Ferroviária



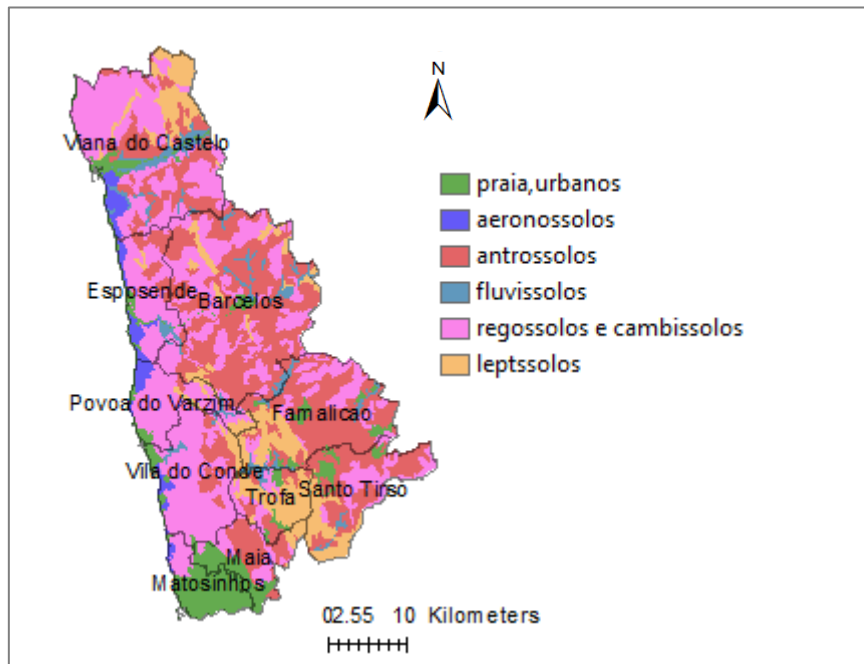
**B.2.8. Carta da Rede Hidrográfica**



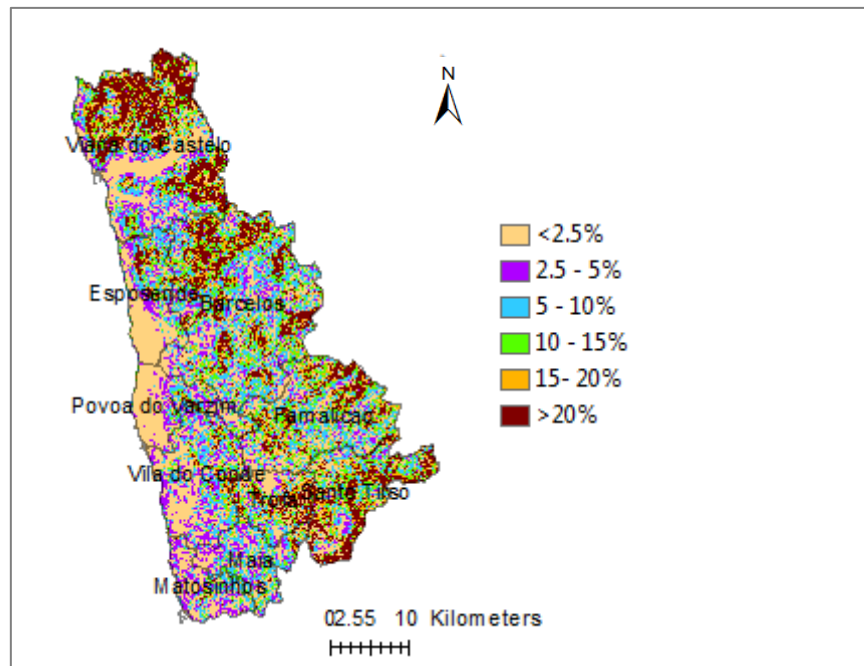
**B.2.9. Carta da Ocupação e Uso do Solo**

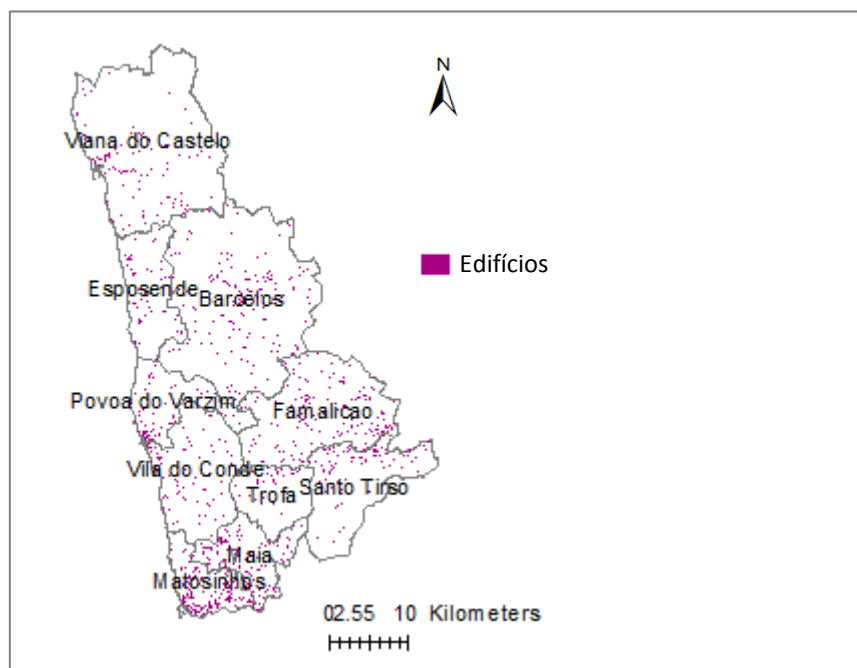


**B.2.10. Carta de Solos Agrícolas**



**B.2.11. Carta de Declives**



**B.2.12. Carta do Edificado****B.2.13. Carta das Áreas Urbanas (U), Industriais e Comerciais (IC) e Infraestruturas (I)**