

Universidade Nova de Lisboa  
Faculdade de Ciências e Tecnologia  
Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente

**DETECÇÃO REMOTA POR SATÉLITE  
DE MATOS MEDITERRÂNICOS DE CISTÁCEAS**

Dissertação apresentada para obtenção do Grau de Doutor em Ciências do Ambiente,  
na especialidade de Sistemas Naturais, pela Universidade Nova de Lisboa, Faculdade  
de Ciências e Tecnologia

**Maria Teresa Calvão Rodrigues**

1999

**Aos meus pais**

## SUMÁRIO

O uso milenar pelo homem da Bacia do Mediterrâneo conduziu a problemas graves de degradação ambiental, encontrando-se algumas zonas em elevado risco de desertificação. As zonas mais degradadas são colonizadas, essencialmente, por plantas da família Cistaceae. Tem-se verificado que estas espécies desempenham um importante papel não só na defesa do solo contra a erosão mas também na melhoria das condições edáficas, proporcionando, eventualmente, situações propícias para a instalação de outras espécies, mais exigentes. Torna-se, por isso, indispensável conhecer a dinâmica espacio-temporal das comunidades vegetais formadas por Cistáceas, especialmente no que diz respeito à variação da biomassa.

Actualmente, o único método realista, objectivo e prático para monitorizar a fitomassa à escala regional consiste na utilização de imagens obtidas por radiómetros a bordo de satélites. Existem vários tipos de radiómetros com diferentes resoluções radiométrica, espacial, temporal e espectral, fornecendo, por isso, imagens com características distintas. Para se poder conjugar as imagens provenientes dos vários radiómetros são necessários estudos comparativos. Assim, para a determinação do potencial das imagens de satélite na determinação da fitomassa dos matos mediterrânicos à base de Cistáceas foram usadas imagens de Verão de três radiómetros diferentes (TM, HRV e VNIR) e ainda uma imagem TM de Inverno para comparação do comportamento espectral da vegetação em duas estações distintas do ano. Foi efectuado trabalho de campo para avaliação directa da fitomassa e validação da informação radiométrica.

Os resultados obtidos no presente trabalho revelam que as adaptações morfológicas das Cistáceas às condições ambientais adversas durante o Verão (temperaturas elevadas, carência hídrica e excesso de radiação) influenciam, de maneira decisiva, o comportamento espectral das plantas. Deste modo, os matos de Cistáceas podem distinguir-se, nas imagens, de outras comunidades vegetais existentes na mesma região mas com adaptações morfológicas distintas, como é o caso de matos mediterrânicos esclerófilos. Ou seja, é possível, cartografar as diferentes formações vegetais mediterrânicas com base em informação espectral.

Foram desenvolvidas correlações entre vários parâmetros biofísicos (biomassa, área foliar, grau de cobertura, altura) das comunidades de Cistáceas e a reflectância das bandas individuais de cada radiómetro, por um lado, e, por outro lado, entre os parâmetros biofísicos e um índice espectral de vegetação, o NDVI. Os coeficientes de correlação foram, de uma maneira geral, elevados e muito semelhantes para os três radiómetros em estudo. As correlações com a reflectância no infravermelho próximo revelaram-se negativas, fenómeno pouco usual e apenas descrito para algumas zonas áridas.

## ABSTRACT

Millennia of intensive use by Man have led to serious land degradation around the Mediterranean basin, much of which is now under serious risk of desertification. Very large extensions of the more degraded soils are now covered with scrub dominated by plants of the genus *Cistus*. The degree of soil protection provided by these shrubs is proportional to their density, so it is important to be able to map this parameter over large areas.

To determine the potential for mapping *Cistus* scrub cover during the dry summer season using optical satellite imagery, vegetation parameters were estimated with LANDSAT TM, SPOT HRV and JERS VNIR data and compared with ground measurements obtained at 19 field sites.

It was found that the peculiar adaptations of *Cistus* to summer drought strongly influence its spectral behaviour which, during this season, is very different from that of Mediterranean evergreen scrub, often present in the same regions. Instead of the typical positive correlation between near-infrared reflectance and plant cover, the sites with higher *Cistus* density reflected less in this band. The summer spectral pattern of the *Cistus* scrub shows similarities with that of the vegetation of several arid regions. During the rainy winter this pattern changes substantially and becomes very similar to that of the evergreen scrub.

Individual optical bands from TM, HRV and VNIR were found to be good predictors of both canopy cover and biomass, presenting negative correlation coefficients often around 0.9. In spite of the inverted correlation between vegetation amount and the near-infrared reflectance, those parameters had a similar high, but positive, correlation with one Spectral Vegetation Index – the NDVI. Correlations with litter and leaf biomass were much lower. In conclusion, satellite imagery can be used to accurately map important vegetation parameters in areas of *Cistus* scrub.

## AGRADECIMENTOS

Aos Professores Doutores Maria Rosa Paiva e Jorge Palmeirim, meus orientadores nesta dissertação, desejo manifestar o meu profundo agradecimento pelo apoio concedido ao longo da realização do presente trabalho.

Desejo igualmente manifestar um especial agradecimento aos Professores Doutores Fernando Catarino e José Miguel Cardoso Pereira pelos valiosos comentários e sugestões.

Agradeço à equipa formada por Carlos Santos, Cláudia Franco, Evelina Moura, Serafim Pinto e Sérgio Rodrigues que permitiu a realização do trabalho de campo.

Ao Eng<sup>o</sup> João Cordeiro, ao Eng<sup>o</sup> José Guedes e à Eng<sup>a</sup> Ana Maria Fonseca um agradecimento reconhecido pela ajuda prestada na leitura de algumas imagens de satélite.

À Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Júlia Seixas fico grata pela disponibilização de elementos bibliográficos.

Agradeço à Eng<sup>a</sup> Evelina Moura todo o apoio dispensado e à Filipa Alves e à Sandra Estevens a colaboração prestada na elaboração gráfica do trabalho.

Queria agradecer à Junta Nacional de Investigação Científica e Tecnológica (contrato PEAM/C/RNT/57/91) e ao Programa PRODEP (Concurso 4/95) o apoio financeiro concedido para a realização do presente trabalho.

Fico grata ao Centro Nacional de Informação Geográfica pela cedência da imagem Landsat-TM de inverno, no âmbito da DEMETER.

Desejo igualmente agradecer à Câmara Municipal de Mértola pelo apoio logístico concedido durante a realização do trabalho de campo.

Uma última palavra de agradecimento muito especial para os meus pais e irmãos, para o Serafim e para a Mariana pela ajuda e carinho sempre demonstrados.

<b>1 - INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>1</b>
<b>2 - ÁREA DE ESTUDO.....</b>	<b>6</b>
2.1 - Enquadramento na região mediterrânica.....	6
2.1.1 - Condições climáticas .....	6
2.1.2 - Estratégias adaptativas das plantas mediterrânicas.....	8
2.2 - Localização e caracterização edafo-climática .....	12
2.3 - Coberto vegetal .....	13
<b>3 - TRABALHO DE CAMPO .....</b>	<b>18</b>
3.1 - Introdução .....	18
3.2 - Metodologia .....	28
3.2.1 - Locais de amostragem .....	28
3.2.2 - Parâmetros gerais.....	29
3.2.3 - Grau de cobertura .....	29
3.2.4 - Biomassa.....	29
3.2.5 - Altura .....	31
3.2.6 - Área foliar.....	31
3.3 - Resultados .....	32
3.4 - Discussão .....	42
<b>4 - IMAGENS E PROCESSAMENTO.....</b>	<b>43</b>
4.1 - Satélites e sensores.....	43
4.1.1 - Landsat-TM .....	43
4.1.2 - SPOT-HRV.....	45
4.1.3 - JERS-VNIR .....	46
4.1.4 - Aquisição e processamento das imagens.....	48
4.2 - Metodologia .....	53
4.2.1 - Descrição .....	54
4.2.2 - Correção geométrica .....	54
4.2.3 - Análise e comparação radiométrica.....	55
4.2.3.1 - Análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores de brilho .....	55
4.2.3.2 - Localização dos pontos de amostragem no espaço espectral.....	55
4.2.4 - Correlação entre bandas espectrais (matos de Cistáceas)....	56
4.2.5 - Correção radiométrica.....	56
4.2.6 - Comparação do padrão de localização espectral Verão- Inverno .....	58
4.3 - Resultados .....	58
4.3.1 - Descrição .....	58
4.3.2 - Correção geométrica .....	61
4.3.3 - Análise e comparação radiométrica.....	61

4.3.3.1 - Análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores de brilho .....	61
4.3.3.2 - Localização dos pontos de amostragem no espaço espectral.....	67
4.3.4 - Correlação entre bandas espectrais .....	70
4.3.5 - Correção radiométrica.....	75
4.3.6 - Comparação do padrão de localização espectral Verão-Inverno .....	76
4.4 - Discussão .....	76
4.4.1 - Descrição .....	76
4.4.2 - Correção geométrica .....	77
4.4.3 - Análise e comparação radiométrica.....	77
4.4.3.1 - Análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores de brilho .....	77
4.4.3.2 - Localização dos pontos de amostragem no espaço espectral.....	77
4.4.4 - Correlação entre bandas espectrais .....	79
4.4.5 - Correção radiométrica.....	81
4.4.6 - Comparação do padrão de localização espectral Verão-Inverno .....	81

## **5 - ASSINATURAS ESPECTRAIS..... 82**

5.1 - Introdução .....	82
5.2 - Propriedades espectrais da vegetação .....	82
5.2.1 - Região do visível .....	84
5.2.2 - Região do infravermelho próximo.....	86
5.2.3 - Região do infravermelho médio .....	88
5.2.4 - Influência de outros componentes .....	89
5.3 - Metodologia .....	90
5.4 - Resultados .....	91
5.4.1 - Solos .....	91
5.4.2 - Pousios.....	91
5.4.3 - Restolhos.....	94
5.4.4 - Matos de Cistáceas .....	94
5.4.5 - Fenologia espectral dos matos de Cistáceas .....	97
5.4.5.1 - Visível .....	99
5.4.5.2 - Infravermelho próximo.....	101
5.4.5.3 - Infravermelho médio .....	101
5.4.6 - Comportamento espectral Cistáceas-esclerófilas .....	101
5.5 - Discussão .....	105
5.5.1 - Solos .....	105
5.5.2 - Pousios.....	106
5.5.3 - Restolhos.....	106
5.5.4 - Matos de Cistáceas .....	106
5.5.5 - Fenologia espectral dos matos de Cistáceas .....	108
5.5.5.1 - Visível .....	108
5.5.5.2 - Infravermelho próximo.....	110
5.5.5.3 - Infravermelho médio .....	113



5.5.6 - Comportamento espectral Cistáceas-esclerófilas .....	114
<b>6 - ÍNDICES DE VEGETAÇÃO .....</b>	<b>117</b>
6.1 - Introdução .....	117
6.2 - Metodologia .....	124
6.3 - Resultados .....	125
6.4 - Discussão .....	132
<b>7 - CONCLUSÕES .....</b>	<b>139</b>
<b>8 - BIBLIOGRAFIA .....</b>	<b>141</b>
<b>9 - ANEXO.....</b>	<b>162</b>

## ÍNDICE DAS FIGURAS

<u>Figura</u> .....	<u>Página</u>
Figura 2.1 - Exemplar de <i>Cistus monspeliensis</i> .....	11
Figura 2.2 - Aspecto de uma zona da área de estudo coberta por matos de Cistáceas .....	16
Figura 3.1 - Esquema de amostragem seguido para a determinação da biomassa dos matos médios e baixos .....	30
Figura 3.2 - Local de amostragem de mato dominado pelo Sargaço ( <i>C. monspeliensis</i> ) com baixo valor do grau de cobertura (16%) .....	33
Figura 3.3 - Local de amostragem de mato de Esteva ( <i>Cistus ladanifer</i> ) com elevado valor do grau de cobertura (95%) .....	33
Figura 4.1 - Histogramas correspondentes à área extensa comum: (a) nas bandas do verde, (b) nas bandas do vermelho e (c) nas bandas do infravermelho próximo dos três radiómetros .....	63
Figura 4.2 - Histogramas correspondentes à área agrícola comum: (a) nas bandas do verde, (b) nas bandas do vermelho e (c) nas bandas do infravermelho próximo dos três radiómetros .....	65
Figura 4.3 - Histogramas correspondentes à área de matos comum: (a) nas bandas do verde, (b) nas bandas do vermelho e (c) nas bandas do infravermelho próximo dos três radiómetros .....	68
Figura 4.4 - Posicionamento dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos pares de bandas do TM: (a) verde-vermelho, (b) verde-infravermelho próximo e (c) vermelho-infravermelho próximo.....	71
Figura 4.5 - Posicionamento dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos pares de bandas do VNIR: (a) verde-vermelho, (b) verde-infravermelho próximo e (c) vermelho-infravermelho próximo.....	72
Figura 4.6 - Posicionamento dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos pares de bandas do HRV: (a) verde-vermelho, (b) verde-infravermelho próximo e (c) vermelho-infravermelho próximo.....	73
Figura 4.7 - Localização dos matos de Cistáceas no espaço espectral TM3-TM4	76
Figura 5.1 - Assinaturas espectrais dos 4 locais de amostragem de solo a nu: (a) TM e (b) HRV .....	92

Figura 5.2 - Assinaturas espectrais dos 5 locais de amostragem de pousios: (a) TM e (b) HRV .....	93
Figura 5.3 - Assinaturas espectrais dos 4 locais de amostragem de restolhos: (a) TM e (b) HRV .....	95
Figura 5.4 - Assinaturas espectrais dos 19 locais de amostragem de matos: (a) TM e (b) HRV .....	96
Figura 5.5 - Assinaturas espectrais dos 19 locais de amostragem de matos de Cistáceas no TM: (a) Verão e (b) Inverno.....	98
Figura 5.6 - Assinaturas espectrais de várias classes de grau de cobertura dos matos de Cistáceas no TM.....	99
Figura 5.7 - Valores da reflectância na banda espectral TM1 (azul) no Verão e no Inverno.....	100
Figura 5.8 - Valores da reflectância na banda espectral TM2 (verde) no Verão e no Inverno.....	100
Figura 5.9 - Valores da reflectância na banda espectral TM3 (vermelho) no Verão e no Inverno .....	102
Figura 5.10 - Valores da reflectância na banda espectral TM4 (infravermelho próximo) no Verão e no Inverno .....	102
Figura 5.11 - Valores da reflectância na banda espectral TM5 (infravermelho médio) no Verão e no Inverno.....	103
Figura 5.12 - Valores da reflectância na banda espectral TM7 (infravermelho médio) no Verão e no Inverno.....	103
Figura 5.13 - Assinaturas espectrais de Verão de matos de Cistáceas, campos de golfe, solo a nu e matos esclerófilos.....	104
Figura 5.14 - Assinaturas espectrais de Inverno de matos de Cistáceas, campos de golfe, solo a nu e matos esclerófilos.....	104
Figura 6.1 - Correlação entre a biomassa viva seca e a reflectância na banda do vermelho (TM3) e na do infravermelho próximo (TM4).....	130
Figura 6.2 - NDVI da imagem de Verão do TM .....	131

## ÍNDICE DAS TABELAS

<u>Tabela</u>	<u>Página</u>
Tabela 3.1 - Biótopos correspondentes aos vários locais de amostragem .....	32
Tabela 3.2 - Valores do declive para os locais de amostragem .....	34
Tabela 3.3 - Valores da exposição para os locais de amostragem .....	35
Tabela 3.4 - Grau de cobertura de <i>C. ladanifer</i> , <i>C. monspeliensis</i> e do solo para os 19 matos de Cistáceas .....	35
Tabela 3.5 - Valores da fitomassa viva (peso fresco) por espécie para os 19 matos de Cistáceas.....	36
Tabela 3.6 - Valores da biomassa foliar, biomassa lenhosa, biomassa viva, manta morta e biomassa total (peso fresco) para os 19 matos de Cistáceas .....	36
Tabela 3.7 - Valores da biomassa foliar, biomassa lenhosa, biomassa viva, manta morta e biomassa total (peso seco) para os 19 matos de Cistáceas .....	37
Tabela 3.8 - Valores da altura média para os 19 matos de Cistáceas .....	38
Tabela 3.9 - Valores da área foliar para os 19 matos de Cistáceas.....	38
Tabela 3.10 - Percentagem da biomassa foliar em relação à biomassa viva e da manta morta em relação à biomassa total (peso seco) para os 19 matos de Cistáceas.....	39
Tabela 3.11 - Tipo de solo para cada local de amostragem.....	40
Tabela 3.12 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações lineares entre os vários parâmetros caracterizadores dos matos de Cistáceas .....	41
Tabela 4.1 - Bandas espectrais do TM.....	44
Tabela 4.2 - Bandas espectrais do HRV .....	45
Tabela 4.3 - Bandas espectrais do VNIR.....	47
Tabela 4.4 - Bandas espectrais do SWIR.....	47
Tabela 4.5 - Distância da Terra ao Sol expressa em unidades astronómicas .....	60
Tabela 4.6 - Valores do ângulo de elevação solar .....	61

Tabela 4.7 - Valores da intensidade de brilho em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas e variação dinâmica respectiva para as várias bandas espectrais dos três radiômetros, em relação à imagem da área comum extensa.....	62
Tabela 4.8 - Valores da intensidade de brilho em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas e variação dinâmica respectiva para as várias bandas espectrais dos três radiômetros, em relação à imagem da área agrícola comum .....	66
Tabela 4.9 - Valores da intensidade de brilho em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas e variação dinâmica respectiva para as várias bandas espectrais dos três radiômetros, em relação à imagem da área de matos comum .....	67
Tabela 4.10 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho dos 32 locais de amostragem (comunidades de Cistáceas, pousios, restolhos e solos a nu) nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do TM .....	69
Tabela 4.11 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho dos 32 locais de amostragem (comunidades de Cistáceas, pousios, restolhos e solos a nu) nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do HRV .....	69
Tabela 4.12 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do TM, imagem de Verão.....	74
Tabela 4.13 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do HRV.....	74
Tabela 4.14 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do VNIR .....	74
Tabela 4.15 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do TM, imagem de Inverno .....	75

Tabela 6.1 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre a reflectância nas bandas espectrais do TM e o logaritmo natural dos vários parâmetros caracterizadores dos matos de Cistáceas ....	137
Tabela 6.2 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre a reflectância (valor de brilho no caso do VNIR) e o logaritmo natural dos vários parâmetros caracterizadores dos matos de Cistáceas .....	138
Tabela 6.3 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre o NDVI calculado com base nos valores de brilho e os vários parâmetros caracterizadores dos matos de Cistáceas .....	139
Tabela AI1 - Valores de brilho dos locais de amostragem, no TM, imagem de Verão .....	162
Tabela AI2 - Valores de brilho dos locais de amostragem, no HRV .....	163
Tabela AI3 - Valores de brilho dos locais de amostragem, no VNIR .....	164
Tabela AI4 - Valores de brilho dos locais de amostragem, no TM, imagem de Inverno.....	165
Tabela AII1 - Valores da reflectância dos locais de amostragem, no HRV .....	166
Tabela AII2 - Valores da reflectância dos locais de amostragem, no TM, imagem de Inverno .....	167
Tabela AII3 - Valores da reflectância dos locais de amostragem, no TM, imagem de Verão.....	168

## 1 – INTRODUÇÃO GERAL

Grande parte do nosso planeta está a perder ou perdeu já a capacidade de sustentar o coberto vegetal devido à degradação do meio ambiente. Ou seja, segundo Sequeira (1991), estas regiões estão a sofrer um processo de desertificação, em alguns casos, irreversível. A deterioração das condições ambientais é causada, essencialmente, por uma exploração excessiva e desajustada dos ecossistemas naturais pelo homem. Por forma a tomar medidas correctoras e protectoras é essencial possuir informação actualizada e precisa sobre as áreas em risco de desertificação. Como a presença da vegetação é, em si mesma, um indicador sensível da degradação ambiental, o acompanhamento deste fenómeno pode ser efectuado com base na variação da biomassa das comunidades vegetais.

Grande parte dos estudos sobre o processo da desertificação têm sido realizados, principalmente, em ecossistemas tropicais ou semi-áridos continentais, cuja vegetação climática consiste em formações herbáceas, mais ou menos abertas, de porte mais ou menos elevado, de maior ou menor diversidade florística e estrutural. Esta vegetação é progressivamente substituída por comunidades arbustivas como resultado da degradação ambiental provocada por uma má gestão desses ecossistemas. No entanto, nas regiões de clima de tipo mediterrânico a vegetação climática é lenhosa, sendo, também, de consistência lenhosa, as espécies dominantes das várias etapas de degradação (excepto a etapa de degradação máxima).

A bacia do Mediterrâneo é habitada, desde há milénios, pelo homem que, devido a uma sobre-exploração dos ecossistemas naturais, cedo levou ao seu empobrecimento. Assim, as florestas originais foram destruídas, em grande parte logo pelas primeiras civilizações agrárias, praticamente já não existindo. As culturas agrícolas em terrenos declivosos e em solos impróprios, o sobre-pastoreio, a realização de queimadas, as limpezas e roças de mato ao longo de mais de 2000 anos provocaram uma intensa erosão e conseqüente degradação das condições ambientais. Os processos de intervenção antropogénica foram, em muitos casos, de tal maneira inadequados, intensos e prolongados, que conduziram a situações de capacidade sucessivamente decrescente de sustentação do coberto vegetal (Unesco, 1977; Hill, 1993). Desta forma, grande parte da região mediterrânica é ocupada actualmente por comunidades

arbustivas, em diferentes estádios de evolução ou, mesmo, por comunidades herbáceas, extremamente pobres do ponto de vista fitocenótico e com baixo valor de cobertura. Estas últimas comunidades correspondem ao estágio máximo de degradação das fitocenoses mediterrânicas e são consideradas já um estágio de deserto ou, pelo menos, de pré-deserto.

As comunidades arbustivas mediterrânicas são formadas, em certos casos, por arbustos esclerófilos, noutros casos por arbustos semi-caducifólios de Verão (pertencentes, sobretudo, à família Cistaceae). As Cistáceas são, no geral, plantas que suportam condições de secura acentuada e situações de baixa fertilidade do solo. Estas características permitem-lhes sobreviver em zonas áridas, em encostas declivosas e em solos esqueléticos e pobres, em suma, nas zonas mais marginais e degradadas da região mediterrânica. Estas plantas constituem vastas extensões de porte e grau de cobertura variáveis, podendo alcançar, nalguns casos, mais de dois metros de altura e uma cobertura total da superfície do solo. Assim, as Cistáceas desempenham um papel insubstituível na protecção contra a erosão, na redução do impacto da radiação solar excessiva durante o Verão, no aumento da matéria orgânica para a formação da manta morta, isto é, na manutenção de um dos recursos naturais mais essenciais, que é o solo. Por exemplo, segundo Pena *et al.* (1985) o esteval constitui, na região do Baixo Alentejo, um dos poucos travões naturais contra a erosão.

É, pois, imprescindível conhecer a dinâmica espacio-temporal das comunidades vegetais constituídas por Cistáceas, quer estas se encontrem, actualmente, enquadradas em sucessões evolutivas quer regressivas. O primeiro caso, ou seja, a evolução do coberto vegetal, depois de cessada a actividade humana, de maneira a, eventualmente, se reconstituírem as comunidades primitivas, está pouco documentado. Segundo alguns autores, nas manchas de Cistáceas poderão aparecer outras espécies com um aumento consequente da complexidade das comunidades, no entanto, são estudos pontuais. No caso de estarem a ocorrer sucessões regressivas, a sua identificação torna-se ainda mais premente pois, nesse caso, será necessária uma intervenção atempada com vista à implementação de medidas ajustadas para impedir ou pelos menos fazer retroceder os processos degradativos.



A variação da densidade da vegetação, aliada à alteração da diversidade florística, é uma das consequências mais óbvias dos processos de sucessão. Por esta razão, a biomassa tem sido um dos parâmetros mais utilizados no estudo da dinâmica das fitocenoses. Os métodos tradicionais de quantificação da biomassa não se têm revelado adequados para a cartografia do coberto vegetal em áreas extensas e ao longo do tempo pois são morosos e implicam custos elevados por área amostrada (Hill, 1993). Há, no entanto, actualmente, métodos alternativos de determinação da abundância do coberto vegetal baseados na utilização de imagens obtidas por radiómetros a bordo de satélites. De facto, a quantidade de vegetação pode ser estimada a partir das suas características espectrais, nomeadamente com base em índices elaborados a partir dos valores da reflectância nas regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo do espectro electromagnético (Tucker, 1979; Franklin, 1986; Huete e Jackson, 1987; Senseman *et al.*, 1996).

Saliente-se, no entanto, que, até ao momento, não há muitos estudos comparativos no que diz respeito ao desempenho, na quantificação da fitomassa, de índices obtidos com informação proveniente de radiómetros diferentes. Este facto restringe a compilação de dados multi-temporais para a análise da evolução das paisagens vegetais através da combinação de dados de diferentes radiómetros. Satélites de elevada resolução espacial como o TM, o SPOT e o JERS são úteis para efectuar estudos sobre a vegetação em países europeus, dada a reduzida extensão das comunidades vegetais em comparação com regiões de outros continentes, onde é mais eficaz a utilização de radiómetros de menor resolução espacial. No entanto, a baixa resolução temporal dos satélites referidos limita a disponibilidade da sua informação. Contudo, a conjugação de imagens provenientes de radiómetros diferentes seria uma forma de ultrapassar a baixa frequência de amostragem.

O estudo evolutivo do coberto vegetal das regiões mediterrânicas, na perspectiva do acompanhamento do fenómeno da desertificação, deverá incluir apenas as plantas lenhosas uma vez que as plantas anuais são muito dependentes da precipitação do ano, que é, neste tipo de clima, muito irregular. Assim, dever-se-à, usar, na quantificação da biomassa a partir da informação radiométrica, imagens de satélite adquiridas durante a estação seca. Neste caso colocam-se, no entanto, vários problemas. Em primeiro lugar, ter-se-á de poder distinguir, em termos espectrais, as áreas ocupadas

por vegetação "natural" das áreas agricultadas. Em segundo lugar, ter-se-à, também, de conseguir separar, em função do comportamento espectral, as comunidades arbustivas de esclerófilas das comunidades arbustivas de semi-caducifólias, que ocupam as zonas mais degradadas e áridas.

Na região mediterrânica, o Verão, muitas vezes prolongado, constitui uma estação desfavorável para as plantas devido às temperaturas elevadas, excesso de energia radiante e défice hídrico acentuado (Nahal, 1981; Werner *et al.*, 1998). As estratégias adaptativas das plantas semi-caducifólias de Verão consistem na diminuição da actividade fotossintética e na alteração da arquitectura da copa, essencialmente através de uma redução drástica da superfície foliar e de mudanças no ângulo de inserção das folhas (Correia, 1988; Werner *et al.*, 1998). Estas alterações deverão influenciar, decisivamente, a resposta espectral destas plantas, tornando-a semelhante à de plantas de zonas áridas e semi-áridas. Alguns autores verificaram a existência, em zonas áridas, de um efeito singular, denominado "darkening effect" que consiste numa diminuição da reflectância no infravermelho próximo em função da fitomassa (Graetz *et al.*, 1988; Matheson e Ringrose, 1994; Ringrose *et al.*, 1994; Otterman, 1996; Tsoar e Karnieli, 1996). Como consequência deste fenómeno, alguns autores obtiveram mesmo relações negativas entre índices espectrais de vegetação e a biomassa vegetal (Ringrose e Matheson, 1987). Se este fenómeno se verificar, durante o Verão, nas comunidades dominadas por Cistáceas da região mediterrânica, a utilização de índices espectrais, para a quantificação da biomassa destas comunidades, poderá encontrar-se seriamente comprometida.

Assim, os objectivos do presente trabalho consistem:

(1) na descrição do comportamento espectral de comunidades arbustivas esclerófilas e semi-caducifólias, ou seja, a obtenção das respectivas assinaturas espectrais

(2) na análise das relações existentes entre a reflectância das bandas espectrais individuais bem como de vários índices de vegetação com parâmetros biofísicos quantificadores do coberto vegetal

(3) na comparação do desempenho entre a informação espectral proveniente de radiómetros diferentes na quantificação da fitomassa de comunidades vegetais mediterrânicas secundárias à base de Cistáceas.

O presente trabalho foi desenvolvido no sul de Portugal, mais concretamente no Baixo Alentejo - Norte do Algarve, uma das áreas mais empobrecidas do país, como resultado da degradação do meio ambiente. Esta degradação deve-se, por um lado, a condições edafo-climáticas pouco favoráveis e, por outro lado, a uma inadequada gestão dos recursos naturais. Grande parte desta área encontra-se coberta por comunidades arbustivas, essencialmente de Cistáceas, enquanto que na parte mais meridional, ou seja, na Serra Algarvia, existem comunidades arbustivas esclerófilas.

Os resultados deste estudo poderão ser extrapolados para outras zonas da região mediterrânica, apesar das espécies componentes das comunidades vegetais poderem, eventualmente, diferir. De facto, mais importante do que a semelhança florística é a semelhança nas estratégias adaptativas ao meio ambiente e no padrão de utilização dos recursos, que se traduzem numa semelhança morfológica e estrutural das fitocenoses.

## **2 - ÁREA DE ESTUDO**

### **2.1 - Enquadramento na região mediterrânica**

#### 2.1.1 - Condições climáticas

O clima de tipo mediterrânico faz-se sentir em 5 regiões disjuntas do globo, aproximadamente entre 30° e 40° de latitude nas fachadas ocidentais dos continentes: Califórnia, Chile, Sul de África, Bacia do Mediterrâneo e sudoeste da Austrália. (Aschmann, 1973; Archibold, 1995). A mais extensa das regiões sujeitas a este tipo de clima situa-se numa estreita faixa de terra à volta do Mar Mediterrâneo, no sul da Europa, Médio Oriente e norte de África. O clima de tipo mediterrânico resulta da mudança estacional da localização das zonas de altas pressões centradas nos desertos tropicais a cerca de 20° de latitude norte e sul do Equador. O fluxo permanente de ar estável proveniente destes centros de altas pressões provoca vários meses de tempo quente e seco nas regiões de clima mediterrânico. Do Outono à Primavera estas regiões estão sujeitas ao efeito das chuvas ciclónicas das frentes polares (Aschmann, 1973; Walter, 1979; Castri, 1981; Miller e Hajek, 1981; Archibold, 1995).

Há muitas definições possíveis do clima mediterrânico. Uma delas descreve-o como um clima extra-tropical que possui uma diminuição e mínimo anual da precipitação no Verão e em que pelo menos dois dos meses após o solstício de Verão são meses secos (Rivas-Martínez, 1993). Este tipo climático distingue-se, também, pela irregularidade inter-anual da precipitação. Tal como nos climas desérticos, a precipitação média anual não tem, no clima mediterrânico, grande significado (Paskoff, 1973). A chuva concentra-se nos meses de Novembro a Abril (no hemisfério norte). Na Bacia do Mediterrâneo cerca de 65% da precipitação anual ocorre nos meses de Inverno, tomando um valor ainda mais elevado nas restantes regiões sujeitas ao mesmo tipo climático (Aschmann, 1973; Miller e Hajek, 1981).

O Verão, por vezes prolongado, constitui uma estação desfavorável para as plantas devido às temperaturas elevadas, radiação solar intensa e elevado défice hídrico (Archibold, 1995; Werner *et al.*, 1998). As chuvas de Outono permitem um recomeço da actividade fotossintética. O Inverno é húmido e de ameno a fresco, variando a

temperatura média do mês mais frio entre 7-13°C (Paskoff, 1973; Miller e Hajek, 1981; Lange *et al.*, 1987). Nesta estação há, geralmente, uma redução das taxas metabólicas causada pela diminuição da temperatura. Em algumas zonas mais continentais o Inverno pode tornar-se mesmo uma estação limitante para a actividade vegetal como consequência do frio mais intenso. A chuva que ocorre nesta estação do ano não é muito eficaz uma vez que a actividade fisiológica das plantas prossegue, nessa altura, a taxas mais reduzidas, devido às baixas temperaturas. Mais favorável é a precipitação que cai na Primavera, pois as temperaturas são, então, mais propícias à actividade metabólica (Aschmann, 1973; Archibold, 1995). Em conclusão: o Inverno e, sobretudo, o Verão, são estações adversas para o crescimento vegetal que ocorre, assim, principalmente, no Outono e na Primavera (Lange *et al.*, 1987).

O clima mediterrânico apresenta importantes desafios adaptativos para as plantas, por um lado, devido ao Verão, quente, seco, luminoso e prolongado e, por outro lado, devido à irregularidade inter-anual da precipitação. Uma expressão desta adversidade climática é a elevada percentagem que os terófitos perfazem nos espectros biológicos das regiões mediterrânicas, podendo este tipo biológico chegar a constituir quase metade do total das espécies constituintes da flora (Raven, 1973; Archibold, 1995). Um outro aspecto pouco favorável do clima é o facto das estações propícias à actividade vegetal (Primavera e Outono) se encontrarem dissociadas. Este fenómeno tem implicações mais profundas sobretudo para as plantas lenhosas, caracterizadas por uma baixa produtividade (Schaefer, 1973). No entanto, a lenta produção de matéria orgânica é compensada, para muitas espécies, por uma elevada longevidade.

A precipitação consiste, no geral, em episódios curtos mas violentos, resultando daí consequências negativas, uma vez que as gotas de chuva vêm animadas de grande energia cinética e, possuem, conseqüentemente, grande poder de erosão. Ainda como resultado das chuvadas tempestuosas, a taxa de infiltração da água no solo é baixa, sendo o escoamento superficial elevado. Para agravar este efeito e aumentar a erosão, contribui a delgadeza dos solos e a ausência de coberto vegetal a revestir as encostas, destruído pela acção humana (Paskoff, 1973).

A vegetação climática das regiões sujeitas ao clima de tipo mediterrânico consiste em florestas de folhosas esclerófilas perenifólias. No entanto, em determinadas situações

dominam formações arbustivas constituídas por plantas denominadas semi-caducifólias de Verão. Estas plantas encontram-se essencialmente nas zonas mais degradadas e áridas da região mediterrânica (Lange *et al.*, 1987; Correia, 1988), tendo conhecido uma grande expansão como resultado das actividades antropogénicas.

Como consequência de condições ambientais pouco favoráveis, os ecossistemas mediterrânicos são frágeis, ou seja, muito vulneráveis a alterações. Devido à acção humana, milenar e desajustada, as florestas originais da bacia do Mediterrâneo (folhosas perenifólias esclerófilas dominadas por *Quercus ilex*) praticamente já não existem (Lossaint, 1973; Schaefer, 1973). A permanência dos factores degradativos (corte, pastoreio, queimadas, roças) ao longo de vários séculos conduziu a processos de sucessão ecológica regressivos que transformaram algumas zonas, primitivamente florestadas, praticamente em desertos (Catri, 1981; Walter, 1979). O primeiro estágio de degradação das florestas primitivas consiste no "maquis", formação arbustiva alta, fechada e densa. O "maquis" ocorre naturalmente em situações desfavoráveis, como por exemplo em locais mais áridos, em zonas muito declivosas ou de solos delgados. O Zambujeiro (*Olea europaea*) e a Alfarrobeira (*Ceratonia siliqua*) são plantas típicas do maquis, juntamente com espécies do género *Quercus*. O estágio subsequente de degradação do coberto vegetal é a "garrigue" (em solos calcáreos) e o "esteval" (em solos siliciosos). A "garrigue" é também uma formação arbustiva mas de porte inferior e mais aberta do que o "maquis". O Carrasco (*Q. coccifera*), a Aroeira (*Pistacia lentiscus*) o Medronheiro (*Arbutus unedo*) e a Murta (*Myrtus communis*) são algumas das plantas características da "garrigue". Nos estevais, matos de baixo-médio porte, abundam plantas da família das Cistáceas. Finalmente, como resultado do sobre-pastoreio, aparecem comunidades vegetais muito abertas, pobres do ponto de vista florístico, formadas por herbáceas e consideradas um estágio muito próximo do estágio de deserto (Lossaint, 1973; Walter, 1979, Quézel, 1981; Archibold, 1995).

### 2.1.2 - Estratégias adaptativas das plantas mediterrânicas

As plantas lenhosas das regiões de clima de tipo mediterrânico podem diferenciar-se, quanto às estratégias de adaptação às condições ambientais, essencialmente em dois grupos: as plantas esclerófilas e as plantas semi-caducifólias estivais, como já foi referido. As espécies pertencentes a cada grupo possuem, naturalmente, características

morfológico-funcionais diferentes, como resultado de processos adaptativos distintos (Werner *et al.*, 1998, Correia, 1988). No entanto, as adaptações de ambos os grupos constituem xeromorfoses, uma vez que, na estação desfavorável, as condições ambientais traduzem-se em escassez hídrica e temperaturas elevadas.

As espécies esclerófilas solucionam o problema da separação temporal das estações favoráveis à actividade vegetal com folhas perenes. Estas folhas possuem, no entanto, como é óbvio, adaptações morfológicas que lhes permitem suportar as condições ambientais adversas durante o estio. Assim, as folhas são coriáceas, perenes, pequenas e encontram-se revestidas por uma cutícula espessa. Segundo vários autores, entre os quais Kummerow (1973), estes caracteres morfológicos indicam adaptação a falta de água, elevada intensidade luminosa e deficiência em azoto. As folhas esclerófilas possuem um baixo valor da razão superfície/volume, pois são relativamente espessas. Ou seja, para a mesma quantidade de biomassa foliar, as folhas esclerófilas têm menor superfície foliar exposta do que outros tipos morfológicos de folhas. Verifica-se, em espécies relacionadas taxonomicamente, que a cutícula que reveste a superfície foliar é mais espessa nas folhas pequenas. Estes factos contribuem, decisivamente, para a diminuição das perdas de água por transpiração (Kummerow, 1973). As folhas pequenas favorecem a planta na medida em que a quantidade de água necessária para o arrefecimento é mais reduzida do que no caso de folhas de maiores dimensões. A cutícula espessa dificulta também as perdas hídricas. A dureza das folhas impede-as de murcharem e enrolarem com a perda de água. Esta dureza é-lhes conferida não apenas pela cutícula mas também por tecidos especiais de suporte e, ainda, pelo espessamento das paredes celulares. Os estomas ocorrem mais frequentemente ou mesmo exclusivamente na página abaxial das folhas e encontram-se normalmente em cavidades protegidas, formadas por reentrâncias da epiderme e protegidos por pêlos (Kummerow, 1973). O hábito perene permite às plantas uma melhor conservação dos nutrientes e um recomeço, quase imediato, dos processos fisiológicos aquando das primeiras chuvas no Outono, depois do estio prolongado.

As plantas semi-caducifólias possuem uma estratégia diferente de adaptação às condições ambientais. Estas plantas apresentam dimorfismo foliar, isto é, possuem diferentes tipos de folhas consoante as estações. No Verão dá-se uma redução, por vezes drástica, da superfície foliar, restringindo-se, assim, o crescimento das plantas

ao período mais favorável do ano. Poder-se-á dizer, então, que as plantas esclerófilas "enfrentam" o estio, enquanto que as plantas semi-caducifólias o "evitam".

A espessa cutícula de cera que reveste as folhas bem como a existência de tecidos fortes de suporte e, ainda, o engrossamento das paredes das células epidérmicas são características que tornam as folhas esclerófilas duras e, portanto, pouco susceptíveis de enrolamento por perda de água. As folhas das plantas semi-caducifólias são malacófilas, isto é, "moles"; murcham facilmente quando ocorre carência hídrica, facto que contribui para uma diminuição da superfície foliar exposta (Borges, 1990; Correia, 1988; Walter, 1979).

As plantas esclerófilas possuem mecanismos eficientes de encerramento dos estomas de modo a regular a perda de água por transpiração, conseguindo, assim, manter a quase totalidade das folhas durante a estação seca. As plantas semi-caducifólias têm menor capacidade de controlar a transpiração estomática. Assim, quando as disponibilidades hídricas diminuem, estas plantas deixam cair as folhas como forma de atenuar a perda de água. A redução da superfície foliar é, por vezes tão drástica, que, no final da estação seca, resta apenas um pequeno grupo de folhas no cimo dos ramos. Este fenómeno pode reduzir a perda de água por transpiração até 50-76% (Correia, 1998).

A transpiração através da cutícula é, geralmente, pouco importante, em comparação com a transpiração estomática. Quando as condições ambientais obrigam ao encerramento dos estomas é a cutícula que controla a perda de água foliar. As cutículas espessas das plantas esclerófilas oferecem grande resistência à passagem da água e possibilitam às folhas maior capacidade de sobrevivência em períodos prolongados de secura (Correia, 1988). As folhas das plantas semi-caducifólias não possuem cutícula espessa.

Quer nas espécies semi-caducifólias quer nas espécies esclerófilas verifica-se uma alteração nos ângulos de inserção das folhas nos caules consoante as estações do ano. Assim, no Inverno a disposição das folhas é, essencialmente, horizontal, enquanto que, no Verão, é, sobretudo, vertical. A mudança nos ângulos foliares é conseguida, basicamente, através da queda das folhas com disposição horizontal. Contudo, a perda



de folhas é muito mais acentuada nas espécies semi-caducifólias do que nas espécies esclerófilas. As plantas semi-caducifólias ficam, em alguns casos, apenas com pequenos conjuntos apicais de folhas, com disposição vertical, como se pode observar na Figura 2.1 para o caso do Sargaço (*C. monspeliensis*). Assim, nas espécies semi-caducifólias ocorre uma mudança muita acentuada no Índice de Área Foliar ao longo do ano, o que não se verifica com as plantas esclerófilas (Correia, 1988; Werner *et al.*, 1998).



Figura 2.1 – Exemplar de *Cistus monspeliensis*. Pode notar-se a reduzida superfície foliar e folhas com disposição essencialmente vertical.

No Verão, as folhas de *C. monspeliensis* perdem a cor verde escura e brilhante, tomando um tom mais acastanhado, facto que se deve à degradação das clorofilas. Ou seja, as folhas entram em senescência, caindo rapidamente. Na estação seca as folhas de *C. ladanifer* cobrem-se de lábdano, oleoresina que contribui para a diminuição das perdas de água por transpiração pelo facto de constituir uma resistência adicional a somar à resistência cuticular (Dias *et al.*, 1989).

As folhas das plantas semi-caducifólias são mais sensíveis ao excesso de energia radiante do que as folhas esclerófilas, verificando-se, nestas, por vezes, danos

irreversíveis, facto que conduz à morte e posterior queda das folhas (Werner *et al.*, 1998).

As plantas esclerófilas possuem, geralmente, sistemas radiculares profundos. As espécies semi-caducifólias, pelo contrário, têm raízes que raramente penetram mais do que 0.75 m no solo, o que as torna mais susceptíveis à secura estival (Correia, 1988; Archibold, 1995).

No Verão, a actividade fotossintética das plantas semi-caducifólias é praticamente nula. As plantas esclerófilas, pelo contrário, conseguem manter, durante a estação seca, crescimento positivo, embora reduzido, devido a uma eficiente economia de água. Na parte mais favorável do ano as plantas semi-caducifólias apresentam taxas de produção elevadas, superiores às das plantas esclerófilas. Assim, as plantas semi-caducifólias conseguem recuperar, na estação húmida, não só a massa foliar perdida durante o estio, mas também efectivar um crescimento que se vai traduzir no progressivo aumento da altura e do grau de cobertura das comunidades que formam (Archibold, 1995).

Como já foi referido, apesar das florestas esclerófilas serem a vegetação climácica do clima de tipo mediterrânico, as formações constituídas por espécies semi-caducifólias de Verão podem alcançar uma grande importância em algumas situações (Ehleringer e Comstock, 1987), uma vez que conseguem suportar condições de secura acentuada e situações de baixa fertilidade do solo. Estas plantas têm, por isso, grande preponderância nas zonas mais áridas e pobres da região mediterrânica, colonizando solos esqueléticos e encostas declivosas. As espécies mais comuns deste tipo de plantas pertencem essencialmente à família Cistaceae, formando, em muitas zonas, comunidades mono-específicas que dominam, quase que por completo, a paisagem.

## **2.2 - Localização e caracterização edafo-climática**

Uma vasta área no sul de Portugal apresenta sintomas de degradação biofísica graves, mais concretamente o sul do Alentejo e norte do Algarve. A acção do homem cedo destruiu o frágil equilíbrio ecológico dos ecossistemas naturais desta área. Tem havido uma diminuição acentuada da densidade populacional desta região, que é actualmente

a mais baixa a nível nacional. Esta rarefacção da população deve-se, por um lado, à inexistência de postos de trabalho e, por outro lado, à degradação ambiental. É urgente não só impedir os processos degradativos como também recuperar as zonas mais empobrecidas.

O clima é, na maior parte da zona de estudo, mesomediterrânico (Alcoforado *et al.*, 1993; Capelo, 1996a). A precipitação anual é de cerca de 633 mm. A temperatura média é aproximadamente 16,4°C. Poder-se-á dizer, que praticamente não existem limitações térmicas inverniais importantes à actividade vegetativa pois, na maioria dos meses da estação fria, as temperaturas médias são superiores a 7.5 °C (Capelo, 1996a). O principal factor limitante do crescimento da vegetação é a duração e intensidade do período seco (Capelo, 1996a). A evapotranspiração potencial anual excede os 1300 mm. Esta combinação de fraca precipitação e elevada evapotranspiração produz importantes défices hídricos durante o Verão (Sequeira, 1991). Contudo, a precipitação durante a parte fria do ano permite o cultivo de cereais durante o Inverno/Primavera.

Os solos predominantes na região em estudo são litossolos de xistos e grauvaques com afloramentos rochosos (Sequeira, 1991). No que diz respeito à capacidade de uso os solos são, maioritariamente, do tipo D e E (90%) - solos impróprios para a agricultura. Apenas 1% pertence ao tipo A e B, com capacidade de uso agrícola (Santos, 1996; Ferreira *et al.*, 1993). Os solos derivados de xistos apresentam elevado grau de erodibilidade uma vez que são especialmente ricos em limo e a sua fracção argilosa tem baixa percentagem de argila expansível, importante para a estabilidade da estrutura. Nestes solos há tendência para formação de uma crosta superficial que diminui a taxa de infiltração da água, aumentando, conseqüentemente, o escoamento superficial (Sequeira, 1991). Por isso, tem-se verificado, nesta zona, como resultado de acções humanas desajustadas, erosão intensa.

### 2.3 - Coberto vegetal

O coberto vegetal natural, consistiria, na maior parte da área, na associação *Pyro bourgaeanae* - *Quercetum rotundifoliae*, que representa azinhais silicícolas com Carapeteiros (*Pyrus bourgaeana*). Estas comunidades são extremamente raras pois

foram muito perturbadas ao longo dos séculos (Capelo 1996a, Capelo 1996b). A primeira etapa de substituição consiste num carrascal alto (*Hyacinthoido hispanicae-Quercetum coccifera*), igualmente raro devido às desmatações generalizadas. O estágio seguinte de degradação do coberto vegetal é o lentiscal com Zambujeiros (*Oleo sylvestris - Pistacietum lentisci*), comunidade também rara, ocorrendo apenas em algumas zonas restritas, mais concretamente na Serra de Alcaria Ruiva, Serra do S. Barão e Serra de Algarés. Estas comunidades vegetais subsistem, nestas serras, possivelmente, devido ao facto da topografia acidentada ter limitado a sua utilização para a produção de cereais. A associação *Oleo sylvestris - Pistacietum lentisci* é endémica do distrito biogeográfico de Mértola (Capelo 1996a). Esta comunidade é dominada pela Aroeira (*Pistacia lentiscus*) e, em menor grau, pelo Zambujeiro (*Olea europaea*). A fisionomia que a Aroeira apresenta, nesta zona, é a de moitas de forma semi-esférica, constituídas geralmente por dois ou três indivíduos. Cada indivíduo não possui um tronco único surgido a partir do solo, mas sim uma profusão de troncos de diferente tamanho, encontrando-se estes, em muitos casos, prostrados nas primeiras dezenas de centímetros.

Actualmente, as comunidades vegetais mais abundantes desta série são os estevais da *Genisto hirsutae - Cistetum ladaniferi* ou da *Ulici eriocladi-Cistetum ladaniferi* (Alto-Alentejo). Estas comunidades são indicadoras de estádios muito degradados do coberto vegetal em zonas de solos xistosos. São matagais formados por arbustos com uma altura máxima de 1.5 m, geralmente pela Esteva e pelo Sargaço, dominando quase completamente a paisagem, em algumas zonas (Lousã *et al.* 1989; Capelo 1996a).

O estágio máximo de degradação do coberto vegetal consiste em comunidades herbáceas de hemicriptófitos e terófitos.

As causas que conduziram à degradação do coberto vegetal natural na região em estudo são bem conhecidas. O primeiro grande impacto foi a destruição das florestas originais pelas primeiras civilizações agrárias, pela necessidade de conseguirem terreno livre para as práticas agrícolas. A agricultura em terrenos declivosos, associada ao pastoreio intensivo e fogos frequentes, conduziu a fenómenos de erosão acentuados. No entanto, a mudança mais radical na paisagem verificou-se nos últimos

150 anos. As necessidades crescentes de carvão associadas às Campanhas do Trigo, especialmente as da primeira metade deste século, contribuíram para a desflorestação e degradação do solo. As sucessivas campanhas destinadas a fomentar a produção de cereais, nomeadamente do trigo, levaram a um incremento súbito da área cultivada daquele cereal à custa do cultivo em terrenos não apropriados: encostas declivosas, solos rochosos, delgados e de baixa capacidade de infiltração. Este facto conduziu a intensos fenómenos de erosão o que, a breve trecho, condicionou novas sementeiras e, conseqüentemente, levou ao abandono dos locais mais inaptos para a lavoura.

Em parte da área de estudo pratica-se, actualmente, uma agricultura arvense de sequeiro. As chuvas outonais, por vezes intensas e concentradas, coincidem com uma das épocas de lavra, aumentando, assim, a erosão. A prática agrícola recorre, excepto em raros casos, a pousios, devido à baixa produtividade do solo. Normalmente, os pousios são de 3 anos, mas podem ir, nalguns casos, até aos 5 ou mais anos. O declínio da agricultura continua a verificar-se, devido à sua baixa rentabilidade, pelo que os locais mais marginais continuam a ser sucessivamente abandonados. Esta tendência deverá continuar a verificar-se devido às reformas da Política Agrícola Comum.

As terras em pousio são normalmente usados para pastoreio, na verdade, na maior parte dos casos, sobre-pastoreio, o que dificulta a recuperação do coberto vegetal. Os terrenos não lavrados (definitivamente abandonados ou em pousio prolongado) são progressivamente invadidos por plantas lenhosas, especialmente por espécies da família das Cistáceas, nomeadamente pela Esteva (*Cistus ladanifer*) e pelo Sargaço (*C. monspeliensis*). As características de resistência à secura e a produção de substâncias alelopáticas, que impedem, ou pelo menos dificultam, o crescimento de outras plantas, permitem à Esteva e ao Sargaço o domínio sobre outras espécies (Dias *et al.*, 1989). A baixíssima palatabilidade contribui, ainda, para o predomínio destas plantas. Assim, grande parte da zona em estudo é ocupada, em muitos casos, mono-especificamente, por matos/matagais de Cistáceas em diferentes estádios de evolução (Pena *et al.*, 1985), como se exemplifica na Figura 2.2.



Figura 2.2 – Aspecto de uma zona da área de estudo coberta por matos de Cistáceas.

Segundo Nuñez *et al.* (1986) e Goday (1964) in Santos (1996) nas manchas de Esteva e Sargaço poderão aparecer espécies como a Aroeira (*Pistacia lentiscus*), o Lentisco-bastardo (*Phillyrea angustifolia*), a Murta (*Myrtus communis*), a Azinheira (*Quercus rotundifolia*) e o Zambujeiro (*Olea europaea*). Sequeira (1991) partilha da opinião que a sucessão ecológica poderá progredir até ser alcançado um estágio florestal. Contudo, os processos regenerativos não conseguem, na maior parte da área, ir além dos estádios de mato, devido à degradação do solo, ao pastoreio e às condições edafoclimáticas pouco favoráveis. Ou, pelo menos, ainda não decorreu tempo suficiente para surgirem outras espécies.

Constata-se, assim, que a estrutura inicial da paisagem da região em estudo foi alterada profundamente, de florestas para uma zona quase sem árvores.

Foram efectuadas, recentemente, arborizações com *Pinus pinaster*, *P. pinea* e *Eucalyptus globulus*. Como, na maior parte dos casos, a implantação dos povoamentos não foi bem conduzida, verificou-se, uma vez mais, a degradação do solo.

Nesta região do país, a combinação de condições climáticas e pedológicas adversas criou um meio ambiente muito frágil, que, devido à acção humana incorrecta, facilmente entrou em ruptura, tornando-se muito difícil a sua recuperação.

As Cistáceas, como são capazes de viver em condições onde outras plantas não sobrevivem, desempenham um papel muito importante na conservação das áreas degradadas. Por exemplo, segundo (Pena *et al.*, 1985), o esteval constitui, no sul de Portugal, um dos poucos travões naturais contra a erosão. As copas das plantas diminuem o impacto das gotas de chuva sobre o solo, atenuando, assim, o escoamento superficial e, conseqüentemente, os processos erosivos. Ferreira *et al.* (1993) referem, em relação à Serra Algarvia, que, depois de episódios de precipitação extremamente concentrada e violenta: "as vertentes, de forte declive, no conjunto sempre superior a 15%, estavam em equilíbrio com as condições ambientais, quando florestadas por espécies autóctones, quer fossem de porte arbóreo ou arbustivo (esteva)". Daqui se depreende o papel protector da vegetação contra a erosão do solo. A água da precipitação, depois de interceptada pelas folhas, tem tendência a escorrer ao longo dos troncos, infiltrando-se no solo, na base dos arbustos. As plantas semi-caducifólias, devido à queda das folhas que ocorre no Verão, contribuem para o aumento da manta morta, ou seja, para a incorporação no solo de matéria orgânica. A sombra que as plantas proporcionam reduz a incidência da radiação solar ao nível da superfície do solo, facto que faz baixar a temperatura e assim diminuir o grau de dissecação do solo no estio.

## CAPÍTULO 3 – TRABALHO DE CAMPO

Neste capítulo procede-se, em primeiro lugar, a uma revisão dos principais métodos de determinação da biomassa das comunidades vegetais. Descreve-se, em seguida, a metodologia usada no trabalho de campo, sendo então apresentados os dados obtidos.

### 3.1 - Introdução

Chama-se fitomassa à quantidade de organismos vegetais presentes numa determinada comunidade num determinado momento. A fitomassa é susceptível de ser expressa pelo peso (de preferência pelo peso seco), pelo conteúdo energético (calorias), pelo número de indivíduos (densidade ou abundância) e ainda pelo grau de cobertura, também denominado dominância (Singh *et al.*, 1975; Curran, 1982; Barbour *et al.*, 1987).

A fitomassa inclui uma componente aérea e uma componente subterrânea, a biomassa do sistema radicular. Em algumas fitocenoses as raízes podem constituir uma fracção muito importante da biomassa total da comunidade, como acontece principalmente em fitocenoses dominadas por gramíneas. Neste estudo, no entanto, apenas nos debruçaremos sobre a fitomassa aérea, uma vez que só esta componente pode ser determinada com base na informação espectral obtida por radiómetros.

Para uma gestão adequada de alguns ecossistemas é fulcral possuir-se um conhecimento actualizado da fitomassa. De facto, certas formações vegetais são muito importantes como fonte de alimento, como local de pastoreio quer para os animais domésticos quer para a fauna selvagem, para a produção de lenho, como fonte de combustível para as populações, etc. Para o acompanhamento de fenómenos relevantes, como por exemplo fenómenos de desertificação, é necessária a rápida avaliação da fitomassa. Em fitocenoses altamente sensíveis ao fogo é igualmente imperioso ter-se informação recente sobre a fitomassa e o seu conteúdo energético. A determinação da fitomassa dos ecossistemas é ainda importante para a estimativa de parâmetros essenciais para a compreensão dos fluxos de energia e de nutrientes, como é o caso, por exemplo, da produtividade primária líquida (Gounot, 1969; Singh *et al.*, 1975; Roussopoulos e Loomis, 1980). A fitomassa é um parâmetro muito usado para



expressar a importância das várias espécies nas comunidades vegetais, variável por sua vez, é utilizada na elaboração de índices de diversidade que permitem a comparação de diferentes tipos de comunidades (West e Reese, 1984).

Como já foi referido, a fitomassa é, geralmente, expressa pelo peso seco do material vegetal por unidade de superfície, isto é, não inclui a água que a matéria orgânica possa conter, facto que implica a secagem da vegetação (Barreto, 1977). Em alguns casos, no entanto, utiliza-se o peso fresco, que é facilmente obtido no campo, por pesagem directa das plantas, sendo este peso posteriormente convertido em peso seco, através de relações peso fresco/peso seco obtidas num determinado número de sub-amostras (Gounot, 1969). Citamos um estudo sobre o coberto vegetal do Sahel efectuado por Tucker *et al.* (1983) no qual o peso fresco da vegetação foi obtido imediatamente após a colheita, referente a uma área de amostragem de 1 m<sup>2</sup>. Seguidamente, foram constituídas várias sub-amostras, tendo a vegetação sido seca na estufa para posterior cálculo do peso seco. Hardisky *et al.* (1984) seguiram este procedimento para a quantificação da biomassa de um sapal. Singh *et al.* (1990) estimaram a biomassa de uma espécie arbustiva perenifólia da Índia em termos de matéria vegetal fresca. No entanto, estes autores determinaram também o conteúdo hídrico médio das plantas para posterior conversão do peso fresco em peso seco.

A fitomassa também pode ser expressa pelo grau de cobertura (ou dominância), ou seja, pela percentagem da superfície do terreno que seria ocupada se os órgãos aéreos de todas as plantas fossem projectados verticalmente no solo. Nas comunidades com vários estratos a dominância é, por vezes, estimada estrato por estrato, podendo, portanto, ultrapassar os 100 % no conjunto, como acontece em certas comunidades florestais. Pelo contrário, nas comunidades vegetais uni-estratificadas a dominância não pode, evidentemente, ultrapassar 100%. Na prática, a determinação precisa do grau de cobertura não é fácil, pois é raro os indivíduos terem formas geométricas simples e perfeitamente delimitadas. A estimativa deste parâmetro está sujeita a uma certa subjectividade, pois, no geral, é realizada visualmente (Floyd e Anderson, 1982). Mencionamos um estudo sobre a dinâmica da vegetação de campos abandonados (Armesto e Pickett, 1985) após perturbações experimentais, no qual o parâmetro utilizado para caracterizar o coberto vegetal foi o grau de cobertura. Há também a referir um trabalho realizado por Ohmann *et al.* (1981) sobre a quantificação da

biomassa de espécies do sub-coberto de florestas, através do grau de cobertura, avaliado visualmente. A dominância pode, no entanto, ser estimada rigorosamente, mas os métodos utilizados são morosos (Gounot, 1969) e, por isso, apenas usados em estudos muito específicos e detalhados do coberto vegetal (Kuchler e Zonneveld, 1988). Referimos, ainda, um estudo sobre a vegetação de sapais no deserto costeiro mediterrânico do Egipto (Ayyad e El-Ghareeb, 1982), no qual o grau de cobertura das diferentes espécies foi medido através do método "line intercept", método razoavelmente preciso e relativamente rápido (Floyd e Anderson, 1982; Kuchler e Zonneveld, 1988).

A fitomassa, como já foi referido anteriormente, pode também ser expressa pelo número de indivíduos presentes por unidade de superfície (densidade ou abundância) (Barbour *et al.*, 1987; Kuchler e Zonneveld, 1988). A densidade só pode ser determinada com precisão quando os indivíduos sejam eles mesmos bem definidos, o que não é o caso de numerosas espécies com reprodução vegetativa, como por exemplo, certas gramíneas (Gounot, 1969). No estudo citado anteriormente sobre a vegetação de sapais do Egipto (Ayyad e El-Ghareeb, 1982) os autores referem que a estimativa da abundância das várias espécies presentes foi, muitas vezes, difícil devido ao facto da forma de crescimento predominante da vegetação ser em tufo, formando as plantas extensos tapetes. Shaver (1986), ao estudar o crescimento secundário de arbustos da tundra do Alasca, salienta que todas as espécies estudadas possuíam a capacidade de originar raízes adventícias, originando cada clone um largo tufo. Como os diferentes clones da mesma espécie se encontravam densamente imbricados, tornou-se impossível distinguir não só cada indivíduo vegetal em si mas também cada conjunto de indivíduos com o mesmo património genético, ou seja cada clone.

Muitas vezes é utilizado um novo parâmetro, denominado abundância-dominância, resultante da fusão da abundância e da dominância. Este parâmetro exprime o espaço relativo ocupado pelo conjunto dos indivíduos de cada espécie, espaço este determinado à vez pelo seu número e pelas suas dimensões (Barbour *et al.*, 1987).

A fitomassa também é susceptível de ser expressa pelo conteúdo energético (calorias) por unidade de superfície. A conversão efectua-se após a determinação do equivalente energético da matéria seca, numa bomba calorimétrica (Gounot, 1969).

Os métodos de avaliação da fitomassa dividem-se em métodos directos e métodos indirectos, também denominados semi-destrutivos. Os métodos directos podem, por sua vez, basear-se numa determinação não destrutiva da vegetação (determinação do grau de cobertura, por exemplo) ou, pelo contrário, numa colheita total do material vegetal, como é o caso dos métodos destrutivos (Allier e Lacoste, 1981; Barbero, 1981).

Uma das metodologias mais simples para a quantificação da fitomassa aérea consiste na recolha de todo o material vegetal em pé presente em parcelas de área representativa das fitocenoses em estudo. Esta técnica aplica-se, normalmente, a comunidades vegetais simples, formadas por plantas herbáceas ou por espécies arbustivas de porte modesto, como é o caso, por exemplo, de culturas arvenses, pradarias, tundras, sapais e turfeiras (Whittaker e Marks, 1975; Tucker *et al.*, 1983; Shaver, 1986).

O primeiro passo deste método envolve o estabelecimento de parcelas no terreno em zonas homogéneas de vegetação, isto é, em zonas nas quais a composição florística e a fisionomia do coberto vegetal não variem de forma significativa (Bobbink *et al.*, 1989). Se a formação vegetal for mono-específica, como é o caso, por exemplo, de culturas agrícolas, de certas zonas de sapais dominadas quase em absoluto por determinadas espécies (Kirby e Gosselink, 1976; Smith e Kadlec, 1985) ou de algumas zonas da região mediterrânica em que a Esteva domina quase em absoluto, a aplicação do método destrutivo de estimativa da biomassa será mais rápida e fácil, como é óbvio, do que no caso de formações heterogéneas do ponto de vista florístico, pois, nestas situações, será necessário separar o material resultante da colheita por espécies (Barbero, 1981).

O tamanho das parcelas de amostragem varia com o tipo de formação vegetal, flutuando em média, entre 0.25 m<sup>2</sup> e 4 m<sup>2</sup>. No entanto, quando a vegetação é arbustiva e de porte compreendido entre 1.5 m e 2 m, a parcela pode alcançar 10 m<sup>2</sup> de área

(Barbero, 1981). Num estudo realizados nos Himalaias centrais sobre vegetação do andar alpino dominada por gramíneas, Ram *et al.* (1989) usaram parcelas de amostragem de 1 m<sup>2</sup> de área. Balsberg (1982), ao analisar um prado, comunidade vegetal dominada por espécies herbáceas, usou igualmente parcelas de 1 m<sup>2</sup>. Singh *et al.* (1975) usaram áreas de amostragem de 0.25 m<sup>2</sup>, 0.5 m<sup>2</sup> e 2.0 m<sup>2</sup> na estimativa da produtividade primária líquida de diferentes tipos de pradaria, bem como de comunidades vegetais de desertos com predomínio de herbáceas. Tucker *et al.* (1983) usaram parcelas de 1 m<sup>2</sup> na determinação da biomassa de vegetação dominada por gramíneas, no Sahel. No estudo de sapais Hardisky *et al.* (1983) e Hardisky *et al.* (1984) colheram a vegetação em quadrados de 0.25 m<sup>2</sup> de área. Kirby e Gosselink (1976) ao determinarem a produtividade primária de um sapal usaram áreas de amostragem de 0.25 m<sup>2</sup>, o mesmo tendo efectuado Smith e Kadlec (1985) ao estudarem a influência do fogo e do pastoreio num sapal. Curran (1982), na quantificação da biomassa de urzais através da utilização de técnicas de detecção remota usou quadrados de 1 m de lado na recolha das plantas para calibração da informação espectral. Singh *et al.* (1983), num estudo sobre pradarias da América do Norte, referem que as parcelas de amostragem variaram de local para local e, em alguns casos, no mesmo local variaram de ano para ano. Como se pode concluir do que tem vindo a ser referido, não há regras fixas para a escolha do tamanho da parcela de amostragem, sendo a escolha muitas vezes realizada combinando a intuição e a conveniência (Barbour *et al.*, 1987).

Depois de definida a parcela de amostragem, a vegetação nela contida é cortada rente ao solo ou, como refere Willems (1983), 2 cm acima da superfície do terreno. Seguidamente, procede-se à separação do material vegetal, considerando-se, geralmente, as seguintes componentes: troncos, folhas e estruturas reprodutivas, estas englobando gomos florais, flores e frutos (Veiga e Pereira, 1984).

Em determinadas fitocenoses, como por exemplo sapais e formações dominadas por espécies herbáceas, pode distinguir-se, na fitomassa aérea, uma parte viva e uma necromassa de folhas e caules secos ainda ligados às plantas-mãe. Esta última componente pode constituir, em alguns casos, uma fracção importante da fitomassa aérea total (West e Reese, 1984). Willems (1983), num estudo sobre comunidades herbáceas, refere que, durante a maior parte do ano, a fitomassa aérea consistia

principalmente em material vegetal morto. Nestas situações será conveniente separar o material vegetal verde do senescente ou morto, sendo esta separação geralmente realizada, no campo, à mão, com base no aspecto físico e na cor apresentados pelos diferentes componentes vegetais (Tucker, 1980; Bobbink *et al.*, 1989). Em alguns estudos muito pormenorizados sobre a produtividade primária líquida destes ecossistemas o material vegetal morto é ainda separado em componentes mortas no ano do estudo e componentes mortas em anos anteriores (Singh *et al.*, 1975; Balsberg, 1982; Singh *et al.*, 1983; West e Reese, 1984).

Em certos casos, a análise do material vegetal é ainda mais selectiva, procedendo-se à separação dos componentes vegetais produzidos em vários anos. Por exemplo, Aerts (1989) e Aerts e Berendse (1989), num estudo sobre a dinâmica de duas espécies de um urzal, dividiram os ramos em ramos de um ano, dois anos, três anos e ramos mais antigos. Desta forma, os autores referidos conseguiram calcular a biomassa produzida por unidade de superfície e por ano. Shaver (1986), ao estudar o crescimento secundário de arbustos da tundra do Alasca, dividiu os ramos em segmentos por classes de idade, tendo, em algumas espécies, separado segmentos desde a idade de um ano até segmentos com 40 anos de idade.

O material vegetal colhido deverá ser seco o mais rapidamente possível, a fim de evitar processos bioquímicos que possam provocar modificações ponderais (Gounot, 1969). Desta forma, os diversos componentes vegetais são colocados na estufa e secos até atingirem peso constante (Veiga e Pereira, 1984; Barbour *et al.*, 1987). O tempo de permanência na estufa e a temperatura de secagem variam conforme os autores. Assim, por exemplo, Bobbink *et al.* (1989), no estudo da dinâmica sazonal da fitomassa de formações herbáceas, utilizaram um tempo de secagem de 48 horas e uma temperatura de 70 °C. Aerts (1989), na análise da dinâmica da biomassa de duas espécies de um urzal, procedeu do mesmo modo. Tucker *et al.* (1983), ao estudarem a produção total de matéria seca no Sahel senegalês usando técnicas de detecção remota, secaram o material vegetal a uma temperatura superior (105 °C) durante um intervalo de tempo inferior (24 horas). Para a determinação da produtividade primária líquida de angiospérmicas de sapais, Linthurst e Reimold (1978) mantiveram na estufa, a 100 °C, até atingiram peso constante, as amostras de vegetação. Hardisky *et al.* (1983) e Hardisky *et al.* (1984) mantiveram os componentes vegetais provenientes

de um sapal na estufa até atingirem peso constante. Gounot (1969), por seu lado, indica a temperatura de 105 °C até o material vegetal alcançar peso constante.

Em fitocenoses de grande diversidade florística e estrutural, como é o caso de muitas comunidades formadas por arbustos ou árvores, o método de determinação da biomassa acabado de descrever não se torna viável, pois a colheita total da fitomassa consumiria demasiado tempo e envolveria encargos elevados. De aplicação mais geral nestas fitocenoses complexas é o método da análise de dimensões que consiste na determinação de relações entre a fitomassa total, ou as suas várias componentes, e parâmetros de medida fácil e rápida. Contam-se entre eles, por exemplo, a densidade, o diâmetro basal, a altura total da planta, a altura da copa, o diâmetro máximo da copa, o diâmetro perpendicular a este, a área basal do tronco, a idade e o diâmetro do tronco medido a 1.30 m acima da superfície do solo (DAP) (Whittaker e Marks, 1975; Ohmann *et al.*, 1981; Veiga e Pereira, 1984; Barbour *et al.*, 1987; Singh *et al.*, 1990). As relações assumem, quase sempre, a forma linear ( $Y = a + bX$ ), exponencial ( $Y = ae^{bx}$ ) ou alométrica ( $Y = aX^b$ ), representando Y a fitomassa, X o parâmetro medido no campo ou dele derivado, e a e b os coeficientes de regressão (Veiga e Pereira, 1984).

Estas relações podem ser estabelecidas com base num número relativamente pequeno de indivíduos de cada espécie e depois aplicadas generalizadamente a todo o estrato arbustivo/arbóreo, assumindo que não há uma grande variação fisionómica entre os diferentes indivíduos da mesma espécie. Esses indivíduos são colhidos e medidos rigorosamente no que diz respeito aos parâmetros considerados importantes. A sua fitomassa total e por componentes é determinada por secagem em estufa, tal como se realiza no método de colheita total descrito anteriormente. Em seguida, são determinadas as relações entre a fitomassa e os parâmetros da vegetação e seleccionadas as mais significativas. A amostragem no campo pode então prosseguir, sendo medidos os parâmetros da vegetação e posteriormente convertendo-os em biomassa (Whittaker e Marks, 1975; Barbour *et al.*, 1987).

Estes métodos têm sido bastante desenvolvidos, refinados e alargados a um número cada vez maior de espécies, quer arbustivas quer arbóreas. Tal como acontecia para o caso dos métodos directos, o número óptimo de indivíduos a abater para a estimativa

da biomassa através de regressões ainda não foi claramente estabelecido (Singh *et al.*, 1990). Este número é, muitas vezes, determinado arbitrariamente, como referem Ohmann *et al.* (1981). Por exemplo, Ayyad e El-Kali (1982), num estudo sobre sapais, indicam que o número de indivíduos de cada espécie colhidos para a estimativa da fitomassa através de métodos indirectos variou consoante o tamanho médio das plantas e a sua abundância.

Como já foi referido, as relações serão desenvolvidas para cada uma das diferentes espécies existentes na comunidade vegetal. No entanto, se houver, dentro da mesma espécie, uma grande variabilidade entre os vários indivíduos, as medições serão efectuadas depois da separação dos indivíduos por classes de tamanho ou de idade (Barbero, 1981; Barbour *et al.*, 1987). Alguns autores consideram que se poderá aplicar a noção de indivíduo médio por espécie dentro de cada classe, sendo os elementos de referência a altura ou o diâmetro correlacionado com a altura (Barbero, 1981).

Num estudo sobre sapais da costa desértica mediterrânica do Egipto (Ayyad e El-Ghareeb, 1982) foram colhidos cem indivíduos de cada uma das espécies mais representativas, sendo o seu peso determinado após secagem na estufa. A biomassa de cada espécie foi estimada multiplicando o peso médio dos indivíduos de cada espécie pela sua densidade, parâmetro medido no campo.

Para alguns investigadores a altura máxima da vegetação é o parâmetro que melhor se correlaciona com a fitomassa para o caso de formações arbustivas, enquanto que outros autores preferem utilizar a altura média da vegetação. Para o caso de maquiais de porte elevado foram estabelecidas boas correlações entre a biomassa e o diâmetro médio (Barbero, 1981).

Também têm sido desenvolvidas equações que relacionam a fitomassa com o grau de cobertura, como é o caso das relações estabelecidas por Ohmann *et al.* (1981) para 31 espécies vegetais do sub-coberto de florestas no nordeste do Minnesota. Neste estudo, muito detalhado, os resultados mostraram que, para um grande número de espécies, existia uma relação linear entre o logaritmo da biomassa e o logaritmo do grau de cobertura.

Allier e Lacoste (1991) referem que, para o caso de arbustos de porte elevado e copa irregular, não será conveniente usar o grau de cobertura para a determinação da fitomassa, pois a projecção vertical da copa é pouco fiável e muito sensível ao efeito do vento.

Alguns autores desenvolveram relações alométricas bastante precisas para árvores. É o caso da relação  $W_L = AD^h$ , em que  $W_L$  representa a fitomassa foliar,  $D$  o diâmetro do tronco à altura do peito e  $A$  e  $h$  são os coeficientes de regressão (Gounot, 1969).

Singh *et al.* (1990) desenvolveram, para um arbusto de folhagem persistente, relações lineares entre o peso fresco e a altura da planta e entre o peso fresco e o raio basal do tronco. Estes autores referem que as correlações encontradas entre a fitomassa e a altura não foram significativas, tendo sido obtidos melhores resultados entre a fitomassa e o raio basal.

É ainda possível estabelecer relações entre a fitomassa e características da vegetação calculadas com base nos parâmetros medidos no campo. É o caso de um estudo realizado por Singh *et al.* (1990) sobre um arbusto perenifólio, no qual foram estabelecidas relações lineares significativas, não só entre a fitomassa e o raio basal do tronco, como já foi referido, mas também entre a fitomassa e o volume dos arbustos, calculado a partir do raio basal e da altura das plantas, como se exemplifica na equação:

$$W = b r^2 H + C \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Na qual  $W$  representa o peso do material vegetal fresco,  $H$  a altura das plantas,  $r$  o raio basal e  $b$  e  $C$  são coeficientes de regressão.

Veiga e Pereira (1984), no estudo da biomassa da vegetação de montados de sobreiro, estabeleceram numerosas equações entre a fitomassa total e as suas várias componentes e diversos parâmetros da vegetação medidos directamente no campo, nomeadamente a altura das plantas, o diâmetro basal e a altura da copa. Os autores encontraram ainda correlações significativas entre a fitomassa e variáveis da



vegetação derivadas dos parâmetros medidos no terreno. Como exemplo citamos as variáveis: o diâmetro médio da copa (D), a área da copa (A) e o volume da copa (V), calculados com base nas equações:

$$D = (DM + Dm)/2 \quad (\text{Eq. 3.2})$$

$$A = D^2 \pi/4 \quad (\text{Eq. 3.3})$$

$$V = AH \quad (\text{Eq. 3.4})$$

em que DM representa o diâmetro máximo da copa, Dm o diâmetro perpendicular a DM e H a altura da copa (estes três últimos parâmetros são medidos no campo).

Ayyad e El-Kadi (1982), num estudo sobre a influência do pastoreio na vegetação de um deserto mediterrânico no Egipto, obtiveram correlações significativas entre o peso e o volume das plantas, sendo o volume um parâmetro obtido através da altura das plantas e do diâmetro do caule, parâmetros estes de medição fácil e rápida no campo. Catarino *et al.* (1982) calcularam a biomassa de comunidades arbustivas e arbóreas mediterrânicas através de correlações entre aquele parâmetro e o volume calculado a partir da altura das plantas e do raio do caule medido à altura do peito.

Roussopoulos e Loomis (1980) realizaram um estudo muito completo sobre dezassete espécies de arbustos e pequenas árvores da floresta de coníferas da zona dos Grandes Lagos. No campo foram medidos os seguintes parâmetros: o diâmetro basal do tronco, o diâmetro do tronco medido a 15 cm acima da superfície do solo, a altura das plantas e a espessura da copa. Posteriormente cada planta foi separada em duas componentes: folhagem e componente lenhosa. Esta última componente foi ainda separada em partes lenhosas vivas e partes lenhosas mortas. Cada componente foi pesada e através de sub-amostragem foi determinado o conteúdo hídrico, para posterior conversão do peso fresco em peso seco. Foram estabelecidas relações alométricas significativas usando como variáveis dependentes o peso total das plantas, o peso da componente lenhosa total (viva + morta) e o peso da componente lenhosa viva, e, como variável independente, o diâmetro do tronco medido a 15 cm de altura. Os autores encontraram ainda relações lineares significativas entre a altura das plantas e o diâmetro do caule medido a 15 cm de altura, entre a espessura da copa e o diâmetro do tronco medido a 15 cm de altura, e entre o diâmetro basal do tronco e o diâmetro medido a 15 cm de altura. Portanto, segundo aqueles autores, apenas conhecendo o diâmetro do tronco a

15 cm de altura será possível determinar rapidamente não só a altura das plantas, a espessura da copa e o diâmetro basal, mas também os valores da fitomassa total e por componentes.

Catarino *et al.* (1982) desenvolveram relações entre a fitomassa e a idade de troncos e de ramos de espécies arbustivas e arbóreas da Serra da Arrábida, sendo a idade determinada através dos anéis anuais de crescimento, das cicatrizes dos gomos e das bifurcações dos ramos. Allier e Lacoste (1981) encontraram uma relação linear significativa entre a biomassa e a idade média de espécies lenhosas de formações arbustivas mediterrânicas (estevais, maquiais baixos e maquiais altos).

Sendo a fitomassa um parâmetro essencial para a caracterização dos ecossistemas é necessário estimá-la de uma forma rápida e eficiente. Em comunidades vegetais simples e formadas por plantas herbáceas ou arbustivas de porte baixo o método mais eficaz para a determinação da fitomassa consiste na colheita do material vegetal em parcelas seleccionadas e sua pesagem após secagem em estufa e extrapolação dos valores obtidos para a área em estudo. Em comunidades vegetais mais complexas torna-se mais eficaz a recolha e medição de um certo número de indivíduos, sendo estabelecidas relações entre a sua fitomassa e os valores de parâmetros importantes. Então será possível obter a fitomassa da formação vegetal medindo apenas na população no terreno os parâmetros eleitos e calculando os valores correspondentes da fitomassa.

## **3.2 – Metodologia**

### **3.2.1 – Locais de amostragem**

O trabalho de campo foi efectuado durante duas semanas, de 28 de Agosto a 10 de Setembro de 1994, num raio de cerca de 20 km à volta de Mértola. Foram estabelecidos 32 locais de amostragem, correspondendo 19 a matos de Cistáceas, 4 a restolhos, 5 a pousios e 4 a zonas de solo a nu. A selecção dos locais de matos foi realizada por forma a garantir a amostragem de comunidades com a maior variação possível no respeitante à biomassa e proporção de espécies presentes (*C. ladanifer* e *C. monspeliensis*). Os locais de amostragem foram designados por números romanos.

Cada local de amostragem foi georeferenciado com um sistema de posicionamento global (GPS). Também foi medida a distância dos locais de amostragem a estradas ou outras estruturas susceptíveis de serem visíveis nas imagens de satélite e auxiliarem, assim, no posicionamento dos locais estudados nas imagens.

### 3.2.2 - Parâmetros gerais

Em cada local de amostragem foram medidos o declive e a exposição. O declive foi avaliado com um hipsómetro e a exposição foi medida com a ajuda de uma bússola digital “DATASCOPE”.

### 3.2.3 - Grau de cobertura

Nos matos médios e baixos estabeleceram-se dois eixos perpendiculares entre si, com 40 m de comprimento. Em seguida, apontou-se qual a espécie encontrada ao longo desses eixos, de 20 em 20 cm. Nos matos altos estabeleceu-se um único eixo, também com 40 m de comprimento, tendo sido anotada a espécie encontrada de 20 em 20 cm, tal como se procedeu para os matos médios e baixos.

### 3.2.4 - Biomassa

Na amostragem dos matos foram seleccionadas grandes manchas de vegetação o mais homogéneas possível e afastadas, pelo menos, 100 m de estradas e casas para assegurar um sinal não contaminado numa escala de vários pixels.

Nos matos médios e baixos foram estabelecidos, ao acaso, dois eixos perpendiculares entre si, com 40 m de comprimento. Foram, em seguida, delimitados, com cordas, 5 quadrados com 2 m de lado, nos pontos de coordenadas: (- 20, 0), (0,0), (20, 0), (0, 20), (0, - 20), tal como se exemplifica na Figura 3.1.

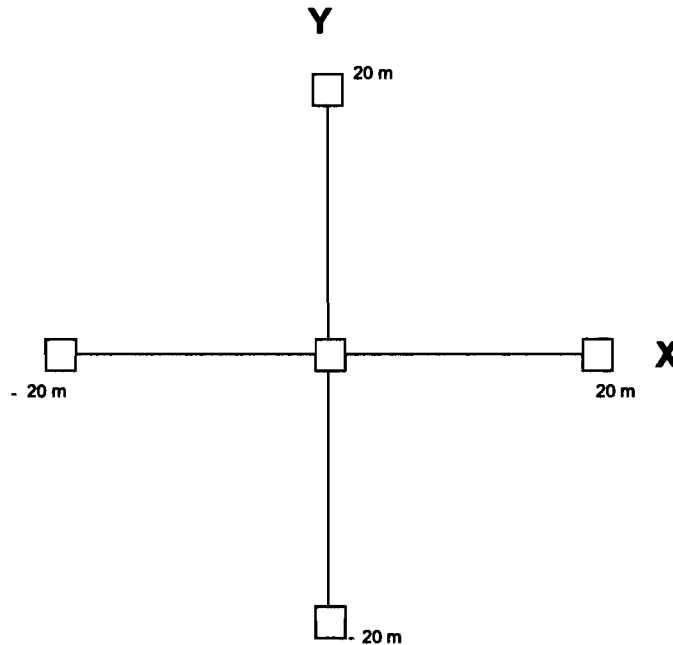


Figura 3.1 - Esquema de amostragem seguido para a determinação da biomassa dos matos médios e baixos.

Nos matos altos foi estabelecido um único eixo, tendo sido delimitados, então, apenas três quadrados, igualmente com 2 m de lado.

Toda a vegetação viva dentro de cada quadrado de 2 m x 2 m foi cortada rente ao solo, separada por espécies e pesada. O material vegetal proveniente dos vários quadrados amostrados foi colocado, por espécie, em sacos de plástico de grandes dimensões, os quais foram virados várias vezes por forma a misturar o conteúdo. Foi, então, retirada de cada saco uma sub-amostra (de biomassa mais ou menos equivalente à contida num quadrado de 2 m x 2 m) que foi separada em folhas e troncos. Estas componentes foram colocadas em sacos de papel e pesadas antes e após permanência na estufa a 65 °C durante 48 horas.

Com os dados obtidos calculou-se, para todos os pontos de amostragem de matos, a biomassa viva (peso fresco) por espécie.

Seguidamente, foi determinada a biomassa foliar e a biomassa lenhosa (para o total das espécies presentes) expressas quer pelo peso fresco quer pelo peso seco. A

biomassa viva lenhosa (para o total das espécies presentes) foi calculada somando a biomassa foliar com a biomassa lenhosa.

Dentro de cada quadrado de 2 m x 2 m selecionou-se, ao acaso, um quadrado com 1 m de lado. Dentro destes quadrados foi colhida e, em seguida, pesada, a manta morta. O material proveniente dos vários quadrados respeitantes ao mesmo local de amostragem foi colocado num saco de plástico de grandes dimensões, o qual foi virado várias vezes de maneira a misturar, o melhor possível, o conteúdo. Foi, então, retirada desse saco uma sub-amostra (mais ou menos equivalente à contida num quadrado de 1 m x 1 m) que foi pesada, colocada numa estufa a 65 °C durante 48 horas e, em seguida, novamente pesada.

Com estes dados foi posteriormente determinada, para todos os pontos de amostragem de matos, a quantidade de manta morta, expressa em peso fresco e peso seco.

Finalmente, calculou-se a biomassa total somando os valores da biomassa viva com os da manta morta.

### 3.2.5 - Altura

Dentro de cada quadrado de 2 m x 2 m (5 quadrados no caso dos matos baixos-médios e 3 quadrados no caso dos matos altos) foi medida a altura de 10 plantas antes de se proceder ao corte da vegetação para determinação da biomassa. Com os dados obtidos calculou-se a altura média da vegetação em cada local de amostragem de matos.

### 3.2.6 - Área foliar

Alguns indivíduos representativos de Esteva (*C. ladanifer*) e de Sargaço (*C. monspeliensis*) foram colhidos para avaliação da área foliar. Desses exemplares foram retiradas 192 folhas de Esteva e 279 de Sargaço que se pesaram individualmente. As folhas foram, em seguida, colocadas numa folha de papel branco sobre a qual foi aplicada uma folha de papel transparente autocolante. O conjunto foi passado num "scanner", o que permitiu, posteriormente, a determinação da área de cada folha, com o auxílio do programa IDRISI para Windows versão 2.0. O peso foliar específico de

cada espécie foi determinado calculando o valor médio da razão entre o peso de cada folha e a área respectiva. Então, conhecendo-se a biomassa foliar das diferentes espécies nos vários locais de amostragem, foi determinada a área foliar total.

Em seguida foi calculada e expressa em termos percentuais quer a contribuição da biomassa foliar para a biomassa viva quer a contribuição da manta morta para a biomassa total.

### 3.3 - Resultados

Apresenta-se, em primeiro lugar, uma tabela (Tabela 3.1) com os biótopos correspondentes aos 32 locais de amostragem. Nas Figuras 3.2 e 3.3 encontram-se representadas duas das dezanove comunidades de Cistáceas estudadas. Assim, a Figura 3.2 ilustra um dos matos com menor grau de cobertura (16%), dominado pelo Sargaço (*C. monspeliensis*), enquanto que a Figura 3.3 representa um dos matos com grau de cobertura mais elevado (95%), dominado pela Esteva (*C. ladanifer*).

Tabela 3.1 - Biótopos correspondentes aos vários locais de amostragem.

Local de amostragem	Tipo de biótopo	Local de amostragem	Tipo de biótopo
I	Mato de Cistáceas	XVIII	Mato de Cistáceas
II	Mato de Cistáceas	XIX	Solo a nu
III	Mato de Cistáceas	XX	Mato de Cistáceas
IV	Mato de Cistáceas	XXI	Solo a nu
V	Mato de Cistáceas	XXII	Mato de Cistáceas
VI	Mato de Cistáceas	XXIII	Pousio
VII	Mato de Cistáceas	XXIV	Pousio
VIII	Mato de Cistáceas	XXV	Solo a nu
X	Mato de Cistáceas	XXVI	Restolho
XI	Mato de Cistáceas	XXVII	Pousio
XII	Mato de Cistáceas	XXVIII	Restolho
XIII	Mato de Cistáceas	XXIX	Solo a nu
XIV	Mato de Cistáceas	XXXII	Restolho
XV	Mato de Cistáceas	XXXIII	Restolho
XVI	Mato de Cistáceas	XXXV	Pousio
XVII	Mato de Cistáceas	XXXVI	Pousio

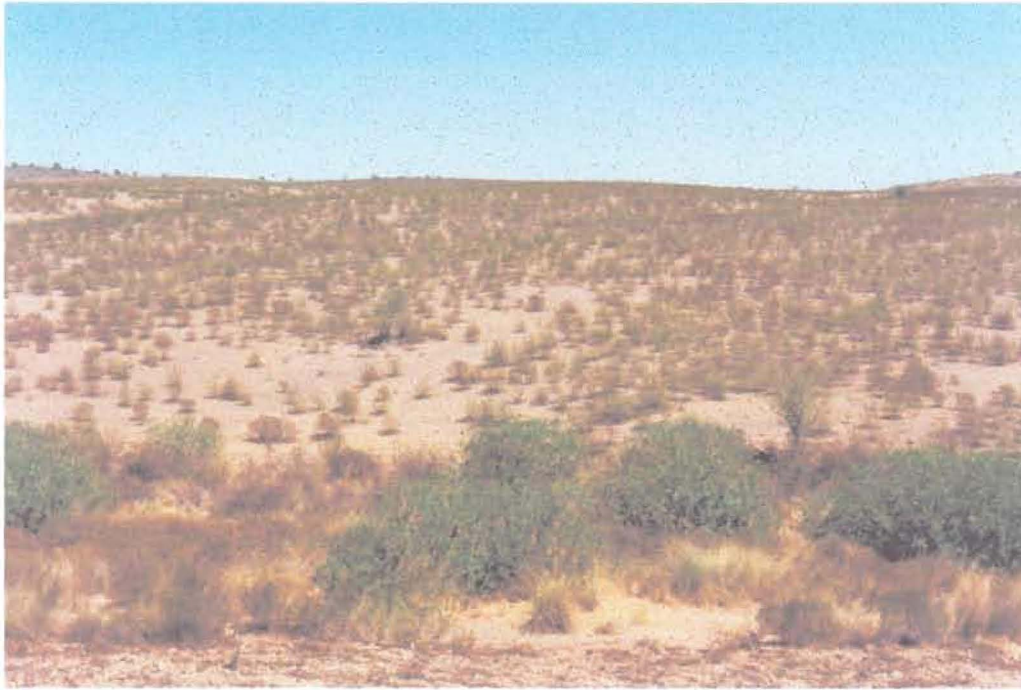


Figura 3.2 – Local de amostragem de mato dominado pelo Sargaço (*C. monspeliensis*) com baixo valor do grau de cobertura (16%). Em primeiro plano notam-se alguns Loendros de tom verde vivo, contrastando vivamente com os arbustos de Sargaço, de cor mais acastanhada.



Figura 3.3 – Local de amostragem de mato de Esteva (*C. ladanifer*) com elevado valor do grau de cobertura (95%).

É de referir que faltam os locais IX, XXX e XXXI que correspondem a matos mas de composição florística já mais diversificada, pelo que não foram incluídos no presente estudo. Falta ainda o local de amostragem XXXIV (restolho), pois os sacos com a biomassa respectiva, ao serem transportados para o laboratório, perderam-se.

Na Tabela 3.2 estão representados os valores do declive expresso em percentagem.

Tabela 3.2 - Valores do declive para os 32 locais de amostragem.

Local de amostragem	Declive (%)	Local de amostragem	Declive (%)
I	19.4	XVIII	6
II	10.5	XIX	< 0.5
III	7	XX	2
IV	14.1	XXI	< 0.5
V	14	XXII	5
VI	17.5	XXIII	2
VII	11	XXIV	1
VIII	28	XXV	6
X	21	XXVI	< 0.5
XI	24	XXVII	7
XII	14	XXVIII	3
XIII	16	XXIX	15
XIV	24	XXXII	10
XV	16	XXXIII	4
XVI	13	XXXV	2
XVII	11	XXXVI	3

Os valores da exposição (ângulo em relação ao norte, medido no sentido dos ponteiros do relógio) apresentam-se na Tabela 3.3.

A Tabela 3.4 apresenta (para os locais de amostragem de matos) o grau de cobertura das várias espécies presentes bem como do solo.

Os valores da biomassa viva por espécie encontram-se representados na Tabela 3.5.

Os valores da biomassa foliar, biomassa lenhosa, biomassa viva, quantidade de manta morta e biomassa total apresentam-se expressos quer em peso fresco (Tabela 3.6) quer em peso seco (Tabela 3.7).



Tabela 3.3 - Valores da exposição para os 32 locais de amostragem.

Local de amostragem	Exposição (°)	Local de amostragem	Exposição (°)
I	180	XVIII	146
II	229	XIX	Plano
III	270	XX	118
IV	340	XXI	Plano
V	247	XXII	61
VI	263	XXIII	118
VII	355	XXIV	130
VIII	216	XXV	70
X	33	XXVI	Plano
XI	33	XXVII	236
XII	58	XXVIII	111
XIII	60	XXIX	Plano
XIV	202	XXXII	114
XV	266	XXXIII	286
XVI	246	XXXV	290
XVII	242	XXXVI	238

Tabela 3.4 - Grau de cobertura de *C. ladanifer*, *C. monspeliensis* e do solo para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	<i>C. ladanifer</i> (% cobertura)	<i>C. monspeliensis</i> (% cobertura)	Solo (% cobertura)
I	25.0	34.0	41.0
II	19.0	18.0	63.0
III	4.0	52.0	44.0
IV	2.0	54.0	44.0
V	0.3	16.0	83.7
VI	2.0	12.0	86.0
VII	58.0	6.0	36.0
VIII	66.0	0.0	34.0
X	94.0	0.0	6.0
XI	61.0	0.0	39.0
XII	88.0	0.0	12.0
XIII	87.0	0.0	13.0
XIV	53.0	3.0	44.0
XV	57.2	0.3	42.5
XVI	52.0	3.0	45.0
XVII	0.0	52.0	48.0
XVIII	2.0	16.0	82.0
XX	1.0	16.0	83.0
XXII	54.0	1.0	45.0

Tabela 3.5 - Valores da biomassa viva (peso fresco) por espécie para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	<i>C. ladanifer</i> (kg/ha)	<i>C. monspeliensis</i> (kg/ha)	Outras espécies (kg/ha)
I	2665	3165	0
II	2770	1515	0
III	1123	3365	0
IV	65	5290	0
V	9	2290	0
VI	3	1180	0
VII	12173	515	0
VIII	10680	0	0
X	13808	658	65
XI	16090	68	68
XII	18728	0	0
XIII	14185	28	163
XIV	9268	1550	48
XV	7243	25	5
XVI	7143	285	0
XVII	53	4443	0
XVIII	50	1325	0
XX	38	1310	6
XXII	4700	45	0

Tabela 3.6 - Valores da biomassa foliar, biomassa lenhosa, biomassa viva, manta morta e biomassa total (peso fresco) para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	Biomassa foliar (kg/ha)	Biomassa lenhosa (kg/ha)	Biomassa viva (kg/ha)	Manta morta (kg/ha)	Biomassa total (kg/ha)
I	1033	4798	5831	3860	9691
II	906	3380	4286	2930	7216
III	880	3608	4488	1980	6468
IV	810	4546	5356	5920	11276
V	1055	1244	2299	3620	5919
VI	594	588	1182	1940	3122
VII	975	11713	12688	5210	17898
VIII	660	10020	10680	6430	17110
X	1580	12955	14535	3550	18085
XI	1253	14978	16231	6290	22521
XII	2120	16610	18730	4910	23640
XIII	1121	13251	14372	5390	19762
XIV	1063	9802	10865	12540	23405
XV	1040	6230	7270	5440	12710
XVI	1020	6408	7428	5280	12708
XVII	552	3942	4494	4530	9024
XVIII	835	540	1375	1750	3125
XX	802	551	1353	2070	3423
XXII	1067	3678	4745	2570	7315

Tabela 3.7 - Valores da biomassa foliar, biomassa lenhosa, biomassa viva, manta morta e biomassa total (peso seco) para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	Biomassa foliar (kg/ha)	Biomassa lenhosa (kg/ha)	Biomassa viva (kg/ha)	Manta morta (kg/ha)	Biomassa total (kg/ha)
I	707	3513	4220	3660	7880
II	675	2536	3211	2850	6061
III	691	2683	3374	1920	5294
IV	624	3341	3965	5660	9625
V	665	827	1492	3370	4862
VI	375	379	754	1810	2564
VII	654	8787	9441	5010	14451
VIII	436	7778	8214	6180	14394
X	1175	10224	11399	3390	14789
XI	899	11550	12449	5920	18369
XII	1436	13596	15032	4690	19722
XIII	860	10376	11236	5100	16336
XIV	735	7500	8235	11910	20145
XV	743	4874	5617	5060	10677
XVI	685	4988	5673	4970	10643
XVII	420	2941	3361	4380	7741
XVIII	541	363	904	1700	2604
XX	498	365	863	1980	2843
XXII	740	2740	3480	2520	6000

A biomassa foliar varia entre 375 kg/ha e 1436 kg/ha, a biomassa lenhosa entre 363 kg/ha e 13596 kg/ha, a manta morta entre 1700 kg/ha e 11910 kg/ha, a biomassa viva entre 754 kg/ha e 15032 kg/ha e, finalmente, a biomassa total entre 2564 kg/ha e 20145 kg/ha (peso seco).

A Tabela 3.8 apresenta a altura média dos matos de Cistáceas. Este parâmetro toma valores que variam entre 30 cm e 163 cm.

Finalmente, apresentam-se, na Tabela 3.9, os valores da área foliar que variam entre 0.13 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup> e 0.41 m<sup>2</sup>/m<sup>2</sup>.

A percentagem (peso seco) da biomassa foliar em relação à biomassa viva e da manta morta em relação à biomassa total apresenta-se na Tabela 3.10. Pode verificar-se que a contribuição das folhas toma valores entre 5% e 60% e que a contribuição da manta morta varia entre 23% e 71%.

Tabela 3.8 - Valores da altura média para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	Altura (cm)
I	68
II	80
III	65
IV	75
V	43
VI	37
VII	128
VIII	117
X	163
XI	159
XII	142
XIII	151
XIV	154
XV	114
XVI	116
XVII	80
XVIII	30
XX	33
XXII	65

Tabela 3.9 - Valores da área foliar para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	Área foliar (m <sup>2</sup> /m <sup>2</sup> )
I	0.23
II	0.19
III	0.21
IV	0.21
V	0.28
VI	0.16
VII	0.20
VIII	0.13
X	0.31
XI	0.24
XII	0.41
XIII	0.22
XIV	0.22
XV	0.20
XVI	0.20
XVII	0.14
XVIII	0.22
XX	0.21
XXII	0.21

Tabela 3.10 - Percentagem da biomassa foliar em relação à biomassa viva e da manta morta em relação à biomassa total (peso seco) para os 19 matos de Cistáceas.

Local de amostragem	Biomassa foliar/Biomassa viva (%)	Manta Morta/Biomassa total (%)
I	17	46
II	21	47
III	20	36
IV	16	59
V	45	69
VI	50	71
VII	7	35
VIII	5	43
X	10	23
XI	7	32
XII	10	24
XIII	8	31
XIV	9	59
XV	13	47
XVI	12	47
XVII	12	57
XVIII	60	65
XX	58	70
XXII	21	42

Através da Carta dos Solos de Portugal foi conhecido o tipo de solo para cada local de amostragem, apresentando-se esta informação na Tabela 3.11. Pela observação desta tabela pode verificar-se que os solos nos diferentes locais de amostragem são solos derivados de xistos ou grauvaques. Nos matos de Cistáceas os solos são, no geral, litossolos, enquanto que nos locais de amostragem de zonas cultivadas (solos a nu, pousios e restolhos) os solos são, predominantemente, solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos.

Em seguida, foram desenvolvidas correlações entre os diferentes parâmetros caracterizadores dos matos de Cistáceas apresentando-se, na Tabela 3.12, os valores do coeficiente de correlação de Pearson. As correlações são sempre positivas e elevadas, em alguns casos.

Tabela 3.11 - Tipo de solo para cada local de amostragem

Local de amostragem	Biótopo	Tipo de solo
I	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
II	Mato	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
III	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
IV	Mato	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
V	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
VI	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
VII	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
VIII	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques + Afloramentos rochosos de quartzitos
X	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
XI	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
XII	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
XIII	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques
XIV	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques + Afloramentos rochosos de quartzitos
XV	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques + Afloramentos rochosos de xistos ou grauvaques
XVI	Mato	Litossolos de xistos ou grauvaques + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques + Afloramentos rochosos de xistos ou grauvaques
XVII	Mato	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XVIII	Mato	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XIX	Solo	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XX	Mato	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXI	Solo	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXII	Mato	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXIII	Pousio	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques + Aluviossolos modernos de textura mediana
XXIV	Pousio	Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques + Litossolos de xistos ou grauvaques
XXV	Solo	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXVI	Restolho	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXVII	Pousio	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXVIII	Restolho	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXIX	Solo	Litossolos de xistos ou grauvaques
XXXII	Restolho	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXXIII	Restolho	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXXV	Pousio	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques
XXXVI	Pousio	Solos mediterrâneos vermelhos ou amarelos de xistos + Solos mediterrâneos pardos de xistos ou grauvaques

## 4 - IMAGENS E PROCESSAMENTO

Neste capítulo procede-se, em primeiro lugar, a uma breve caracterização dos satélites e sensores cujas imagens foram a base do presente estudo. Seguidamente descreve-se a metodologia utilizada no processamento das imagens e finalmente apresentam-se os resultados obtidos.

### 4.1 – Satélites e sensores

A escolha do tipo de imagens mais apropriadas para estudos de detecção remota da superfície da Terra depende, por um lado, das características orbitais dos satélites, da resolução espacial, espectral, temporal e radiométrica dos sensores e, por outro lado, das propriedades dos objectos a observar (Tucker *et al.*, 1985; Townshend e Justice, 1988).

#### 4.1.1 – Landsat-TM

Em 1982 foi lançado para o espaço, pela "National Aeronautics and Space Administration" (NASA), o satélite LANDSAT-4, com o radiómetro "Thematic Mapper" (TM) a bordo. O satélite seguinte da série, LANDSAT-5, colocado em órbita em 1984, também transportava a bordo o TM. Este satélite descreve uma órbita quase polar, circular e heliosíncrona, a uma altitude de cerca de 705 km, com uma inclinação de 98.2°. A resolução temporal é de 16 dias nos satélites LANDSAT-4 e -5 (Karaska *et al.*, 1986; Hord, 1986; Mather, 1987; Richards, 1993).

O TM é um radiómetro de varrimento mecânico por linhas. Este sensor possui sete bandas espectrais: três bandas na região visível do espectro (TM1, TM2 e TM3), uma banda no infravermelho próximo (TM4), duas no infravermelho médio (TM5 e TM7) e uma banda no infravermelho térmico ou termal (TM6), conforme se pode observar na Tabela 4.1. A banda 7 encontra-se fora da progressão normal das outras bandas, tendo sido adicionada, depois da fase inicial de planeamento, devido essencialmente a pedidos da comunidade geológica (Richards, 1993).

A resolução espacial do TM é de 30 m para as bandas 1-5 e 7 e de 120 m para a banda 6. A resolução radiométrica deste sensor é de 8 bits (Mather, 1987; Hill, 1996). O TM possui um conjunto de 16 detectores para as bandas 1-5 e 7 e de 4 detectores para a banda 6 (Richards, 1993; Lillesand e Kiefer, 1994; Campbell, 1996).

Tabela 4.1 - Bandas espectrais do TM (Richards, 1993).

<b>Banda espectral</b>	<b>Gama de comprimentos de onda (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Região espectral</b>
TM1	0.45 - 0.52	Azul/Verde
TM2	0.52 - 0.60	Verde
TM3	0.63 - 0.69	Vermelho
TM4	0.75 - 0.90	Infravermelho próximo
TM5	1.55 - 1.75	Infravermelho médio
TM7	2.08 - 2.35	Infravermelho médio
TM6	10.40 - 12.50	Infravermelho termal

As imagens do TM encontram-se disponíveis em vários níveis de processamento: "Raw", "System Corrected" e "Geocoded". Os produtos "raw" denotam distorções e degradações resultantes do próprio processo de aquisição das imagens. Assim, verifica-se ser necessário um pré-processamento para corrigir distorções geométricas, para calibrar radiometricamente a informação e eliminar ruídos. Aos produtos "raw", do ponto de vista geométrico, apenas é efectuado um re-alinhamento das linhas de varrimento invertidas. Não é realizada qualquer correcção radiométrica com excepção da substituição de valores de detectores "falhados" pelos provenientes dos detectores mais próximos. A banda 6 (banda termal) é re-amostrada com a resolução espacial de 30 m, por replicação dos pixels, de maneira a uniformizar a geometria das 7 bandas espectrais do TM. A correcção geométrica dos produtos "System Corrected" toma em consideração deformações resultantes do movimento de varrimento do espelho, da rotação e da curvatura da Terra, de variações na velocidade e altitude do satélite e ainda da atitude da plataforma espacial. O algoritmo de re-amostragem do processo de correcção geométrica pode ser o do vizinho mais próximo ou o da interpolação cúbica, conforme escolha do utilizador, aquando da encomenda da imagem. Actualmente, os produtos "System Corrected" podem ser corrigidos radiometricamente com base em coeficientes de calibração denominados de "pré-lançamento" ou com base em coeficientes de calibração designados "in-flight".



## 4.1.2 – SPOT-HRV

O primeiro satélite SPOT ("Satellite Probatoire d' Observation de la Terre"), SPOT-1, foi lançado para o espaço em 1986 pela Agência Espacial Europeia (ESA), tendo sido seguido pelo SPOT-2 em 1990 e pelo SPOT-3 em 1993. Estes satélites percorrem uma órbita quase polar, circular e heliossíncrona a uma altitude de cerca de 832 km. A inclinação orbital é de 98.7°. A resolução temporal é baixa, de 26 dias (Richards, 1993; Campbell, 1996).

O radiómetro que o SPOT transporta, denominado "Haute Resolution Visible" (HRV) é um radiómetro electrónico que pode operar em dois modos de aquisição distintos: no modo multi-espectral e no modo pancromático. Neste último modo um único canal fornece imagens a preto e branco. O modo multi-espectral inclui duas bandas no visível (HRV1 e HRV2) e uma no infravermelho próximo (HRV3). A gama de comprimentos de onda de cada banda espectral pode ser observada na Tabela 4.2. A resolução espacial é de 20 m no modo multi-espectral e de 10 m no modo pancromático. A resolução radiométrica é de 8 bits (Lillesand e Kiefer, 1994; Campbell, 1996).

Tabela 4.2 – Bandas espectrais do HRV  
(Mather, 1987; Estes e Cosentino, 1989).

Banda espectral	Gama de comprimentos de onda ( $\mu\text{m}$ )	Região espectral
HRV1	0.50 - 0.59	Verde
HRV2	0.61 - 0.68	Vermelho
HRV3	0.79 - 0.89	Infravermelho próximo

O HRV não possui um espelho de varrimento como o radiómetro TM. Cada pixel é visualizado por um detector individual: 6000 no modo pancromático e 3000 no modo multi-espectral. Os detectores formam uma série linear que se movimenta devido ao deslocamento do satélite. Um sensor deste tipo tem vantagens mas apresenta dificuldades óbvias na calibração dos detectores (Mather, 1987; Campbell, 1996).

Uma característica importante do sensor HRV consiste na capacidade de realização de pontarias não nadirais ( $\pm 27^\circ$  em 45 passos de  $0.6^\circ$ , o que lhe permite visualizar até

475 km para cada lado do "traço" do satélite). Este facto permite a obtenção de imagens oblíquas entre os dias de passagem na vertical do lugar o que torna possível produzir imagens estereoscópicas da superfície da Terra (Richards, 1993; Campbell, 1996). Esta característica compensa, em parte, a baixa resolução temporal nominal de 26 dias (Fonseca, 1998). Por exemplo, num estudo sobre a tundra ártica, Stow *et al.* (1989) referem que a capacidade do HRV de alterar o ângulo de visão permitiu uma maior probabilidade de obtenção de imagens sem nuvens. Esta característica diferencia o HRV em relação aos restantes sensores actualmente em funcionamento em satélites.

As imagens SPOT podem ser adquiridas com vários níveis de processamento. Assim, o nível 1A inclui apenas equalização dos sensores (calibração radiométrica relativa); o nível 1B inclui além da calibração radiométrica relativa, correcção geométrica das distorções internas das imagens; as imagens 2A e 2B encontram-se ortorectificadas (Hill e Aifadopoulou, 1990).

#### 4.1.3 – JERS-VNIR

O satélite "Japanese Earth Resources Satellite" (JERS) foi colocado em órbita em 1992 com um período de vida esperado de 2 anos, tendo, contudo, permanecido operacional até 1998. Este satélite circula numa órbita circular, quase polar e heliosíncrona, a uma altitude de 568 km e com uma inclinação orbital de 98°. A resolução temporal é bastante baixa, de 44 dias (Fonseca, 1998).

O JERS foi o primeiro satélite a possuir, na mesma plataforma, tanto sensores ópticos como sistemas de radar. De facto, este satélite transporta um sensor óptico ("Optical Sensor" – OPS) e um sensor de radar ("Synthetic Aperture Radar" – SAR). O sensor OPS pode ser dividido em 2 sub-sistemas: um radiómetro denominado "Very Near Infrared radiometer" (VNIR) que capta a energia electromagnética das regiões espectrais do visível e do infravermelho próximo e um radiómetro sensível à radiação do infravermelho médio, designado "Short Wave Infrared Radiometer" (SWIR). O VNIR possui quatro bandas espectrais, duas no visível (VNIR3 e VNIR4) e duas no infravermelho próximo. Uma destas, denominada VNIR5, adquire imagens na direcção nadiral, enquanto que a outra pode obter imagens não nadirais. Este facto

permite a obtenção de um par de imagens estereoscópicas da superfície da Terra adquiridas exactamente na mesma altura. A Tabela 4.3 apresenta as bandas do VNIR e a Tabela 4.4 as bandas espectrais do SWIR (Bizzi *et al.*, 1996; de Sousa Filho *et al.*, 1996).

Tabela 4.3 – Bandas espectrais do VNIR (Nishidai, 1993).

<b>Banda espectral</b>	<b>Gama de comprimentos de onda (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Região espectral</b>
VNIR3	0.52 - 0.60	Verde
VNIR4	0.63 - 0.69	Vermelho
VNIR5	0.76 - 0.86	Infravermelho próximo

A resolução espacial do VNIR é de 18.3 x 25.4 m. A resolução radiométrica deste sensor é baixa, apenas de 6 bits. No entanto, as imagens comercializadas são re-escaladas para a gama de valores da intensidade de brilho de 0-255.

No sensor SWIR foram detectadas anomalias de origem vária que limitam a utilidade da informação fornecida por este radiómetro, para algumas aplicações. Alguns problemas resultam de flutuações e de falhas electrónicas. A baixa amplitude dinâmica causa problemas de saturação, especialmente em zonas de baixo valor do coberto vegetal e solos claros. Também se têm verificado problemas resultantes de uma incorrecta definição do ganho e do desvio do zero dos detectores (Nishidai, 1993; Bizzi *et al.*, 1996; de Sousa Filho *et al.*, 1996).

Tabela 4.4 – Bandas espectrais do SWIR (Nishidai, 1993).

<b>Banda espectral</b>	<b>Gama de comprimentos de onda (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b>Região espectral</b>
SWIR5	1.60 - 1.71	Infravermelho médio
SWIR6	2.01 - 2.12	Infravermelho médio
SWIR7	2.13 - 2.25	Infravermelho médio
SWIR8	2.27 - 2.40	Infravermelho médio

As imagens do JERS encontram-se disponíveis em vários níveis de processamento. As imagens de Nível 1 apenas são corrigidas radiometricamente. Nas imagens de Nível 2 há uma correcção geométrica das distorções internas.

Comparando os três radiómetros pode dizer-se que as principais diferenças residem no facto do HRV poder obter imagens das três bandas espectrais em direcções não nadirais. O VNIR pode adquirir imagens da banda do infravermelho próximo em direcções não nadirais. O TM apenas obtém imagens na direcção nadiral (Fonseca, 1998).

Devido às bandas espectrais TM1 (azul), TM5 (infravermelho médio) e TM7 (infravermelho médio) e ainda à banda TM6 (infravermelho termal) o Landsat pode fornecer informação espectral que o SPOT e o JERS não possuem (Hill e Aifadopoulou, 1990). Todavia, as bandas espectrais do visível e do infravermelho próximo dos três sensores referidos são semelhantes e susceptíveis de serem usadas em estudos que utilizem vários sensores (multi-sensoriais) (Hill e Aifadopoulou, 1990).

#### 4.1.4 – Aquisição e processamento das imagens

A radiação solar reflectida pela superfície da Terra é convertida num sinal electrónico ao atingir os sensores ópticos instalados a bordo de satélites. Este sinal electrónico é, por sua vez, transformado num sinal digital que é, então, transmitido para as estações de recepção terrestres. Ou seja, a radiância incidente nos sensores é transformada num número inteiro sem dimensões, designado intensidade de brilho, geralmente situado na escala 0-255 (Hill e Aifadopoulou, 1990; Fonseca, 1998).

Os valores da intensidade de brilho não representam valores físicos quantitativos reais, sendo usados apenas por conveniência de armazenamento e processamento da informação radiométrica (Robinove, 1982). Apesar disso, as imagens de satélite nesta forma têm sido usadas em numerosos trabalhos de investigação. No entanto, os resultados destes estudos podem, muitas vezes, ser incorrectos ou imprecisos pois, como foi referido, os valores da intensidade de brilho não correspondem a um parâmetro físico real. De facto, muitas aplicações requerem a conversão da intensidade de brilho em reflectâncias, como por exemplo quando se pretende comparar imagens obtidas em datas diferentes ou imagens adquiridas na mesma data por sensores diferentes (Reiners *et al.*, 1989).

Os radiómetros possuem vários detectores por banda espectral. Comumente existem diferenças na sensibilidade dos diferentes detectores da mesma banda. Ou seja, a amplitude dinâmica e a resposta radiométrica podem variar de forma significativa de detector para detector. Recorde-se que o TM possui um conjunto de 16 detectores por banda espectral reflectiva (bandas 1-5 e 7) e de 4 detectores para a banda termal (banda 6) enquanto que o HRV possui 3000 detectores por banda no modo multiespectral e 6000 no modo pancromático. Isto significa, por exemplo, que uma radiância de  $100 \text{ W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}.\mu\text{m}^{-1}$  na banda 1 poderá provocar um sinal de saída de 98 "valores da intensidade de brilho" para um determinado detector enquanto que, para outro detector, poderá provocar um sinal de saída de 104 "valores da intensidade de brilho". Estes valores são designados "valores da intensidade de brilho não calibrados",  $Q_{\text{raw}}$ . As imagens podem apresentar, nesta forma, um padrão em faixas horizontais (no caso das imagens TM) ou verticais (no caso das imagens HRV) causado por discrepâncias acentuadas na resposta de um ou mais detectores. De maneira a reduzir estas diferenças, todos os detectores da mesma banda espectral são "ajustados" para os designados "valores da intensidade de brilho calibrados",  $Q_{\text{cal}}$ , por forma a que os mesmos valores digam respeito à mesma radiância incidente. Este processo designa-se por correcção ou calibração radiométrica relativa e consiste na normalização da média e do desvio padrão dos vários detectores da mesma banda espectral através da análise estatística da imagem. Este processo também é designado "destriping" pois compensa diferenças sistemáticas na sensibilidade dos diferentes sensores que geralmente se traduzem num efeito de "riscas", como já foi referido. A transformação dos valores  $Q_{\text{raw}}$  em  $Q_{\text{cal}}$  pode ser realizada com base em determinações efectuadas na fase de pré-lançamento durante a qual os detectores do satélite são rigorosamente calibrados (tabelas com valores de calibração pré-lançamento) ou com base em calibrações posteriores ("in-flight" ou "on-board")(Markham e Barker, 1986; Richards, 1993).

A conversão dos valores da intensidade de brilho calibrados ( $Q_{\text{cal}}$ ), doravante designados por DN, em radiâncias espectrais no satélite, ou seja, a correcção radiométrica absoluta das imagens, é efectuada, para o TM, através da fórmula (Moran *et al.*, 1992; Markham e Barker, 1986):

$$L_{s\lambda} = \frac{L_{\max\lambda} - L_{\min\lambda}}{DN_{\max\lambda}} DN + L_{\min\lambda} \quad (\text{Eq. 4.1})$$

em que  $L_{s\lambda}$  representa a radiância espectral no satélite ( $\text{W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}.\mu\text{m}^{-1}$ ),  $L_{\min\lambda}$  o valor mínimo da radiância detectado pelo sensor ( $\text{W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}.\mu\text{m}^{-1}$ ),  $L_{\max\lambda}$  o valor máximo da radiância detectado pelo sensor ( $\text{W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}.\mu\text{m}^{-1}$ ),  $DN$  o valor da intensidade de brilho calibrada (sem dimensões) e  $DN_{\max\lambda}$  a variação máxima possível nos valores da intensidade de brilho calibrados (sem dimensões).

A Equação 4.1 pode simplificar-se para a expressão seguinte:

$$L_{s\lambda} = \text{Ganho} \times DN + \text{"Desvio do zero"} \quad (\text{Eq. 4.2})$$

sabendo-se que

$$\text{"Desvio do zero"} = L_{\min\lambda} \quad (\text{Eq. 4.3})$$

e que

$$\text{Ganho} = \frac{L_{\max\lambda} - L_{\min\lambda}}{DN_{\max\lambda}} \quad (\text{Eq. 4.4})$$

A determinação dos coeficientes de calibração absolutos (ganho e “desvio do zero”) pode ser realizada com base em três categorias de procedimentos. A primeira consiste na utilização de valores determinados na fase de pré-lançamento do satélite durante a qual os sensores foram sujeitos a uma calibração radiométrica rigorosa em laboratório e que se encontram publicados (Holm *et al.*, 1989; Tome *et al.*, 1997)

No entanto, durante o lançamento e, mais tarde, durante o funcionamento em órbita, os sistemas ficam sujeitos a tensões e mudanças ambientais que podem afectar o seu subsequente desempenho radiométrico. De facto, tem-se verificado que a sensibilidade dos sensores electrónicos tende a variar ao longo do tempo. Por isso, para manter a sua precisão é necessário proceder a calibrações periódicas. Assim, existe um calibrador interno que faz parte do próprio instrumento e que permite

controlar a degradação dos sensores e um ajustamento constante dos parâmetros de calibração, designados "in-flight" (Holm *et al.*, 1989; Hill e Aifadopoulou, 1990; Tome *et al.*, 1997). Estes coeficientes são publicados e também fornecidos juntamente com a imagem, para se poder proceder a uma correcção radiométrica com os coeficientes o mais actualizados possível. Estes valores são, por vezes, difíceis de obter a partir dos ficheiros onde se encontram armazenados, pelo que é frequente recorrer-se aos coeficientes de calibração resultantes das calibrações efectuadas nos primeiros tempos em órbita do satélite e que estão publicados.

No entanto, mesmo os calibradores internos sofrem modificações ao longo do tempo, pelo que é necessário proceder regularmente a experiências de calibração radiométrica em que são usadas como alvo paisagens de brilho uniforme e de reflectância conhecida, como por exemplo regiões desérticas. Assim, o procedimento mais rigoroso para a correcção radiométrica das imagens de satélite consiste na utilização de coeficientes determinados durante estas experiências ("in-flight" mas com uso de referência externa), que são publicados (Holm *et al.*, 1989; Moran *et al.*, 1990; Campbell, 1996; Tome *et al.*, 1997).

A transformação dos valores da intensidade de brilho do HRV em radiâncias é efectuada através da seguinte fórmula:

$$L_k = \frac{DN}{A_k G_{mk}} \quad (\text{Eq. 4.5})$$

em que  $L_k$  representa a radiância espectral na banda k,  $A_k$  é o coeficiente de calibração absoluto e  $G_{mk}$  é o coeficiente de mudança de "gain de prise de vue" (Santer *et al.*, 1992).

Por sua vez,  $G_{mk}$  pode ser determinado com base na equação seguinte (Equação 4.6):

$$G_{mk} = 1.3^{(m-3)} \quad (\text{Eq. 4.6})$$

em que  $m$  é o número de ganho analógico, parâmetro que pode tomar oito valores inteiros diferentes, associados aos circuitos de amplificação do sinal (Santer *et al.*, 1992).

As constantes de calibração do HRV são actualizadas mensalmente usando o calibrador solar a bordo do satélite, sendo os seus valores fornecidos juntamente com as imagens. O calibrador interno é também testado periodicamente, através de medições experimentais no campo. Os valores dos coeficientes de correcção a aplicar às constantes de calibração campo são publicados (Hill e Aifadopoulou, 1990; Santer *et al.*, 1992).

A radiância que chega ao satélite depende da irradiância solar que, por sua vez, varia com a distância da Terra ao Sol (dia do ano) e com o ângulo de elevação solar (hora do dia). Por isso, para aplicações em que se pretendam comparar imagens adquiridas em datas diferentes tem de proceder-se à transformação dos valores da radiância fornecidos pelo satélite em reflectâncias.

Os valores da radiância espectral (calibrada) no satélite (excepto para as bandas termais) podem ser convertidos em valores da reflectância aparente ou no satélite ( $\rho_s$  - parâmetro sem dimensões) através da seguinte equação:

$$\rho_s = \frac{\pi L_{s\lambda} d^2}{E_{0\lambda} \cos(\theta_z)} \quad (\text{Eq. 4.7})$$

em que  $L_{s\lambda}$  representa a radiância espectral ( $\text{W.m}^{-2}.\text{sr}^{-1}.\mu\text{m}^{-1}$ ),  $d$  é a distância da Terra ao Sol expressa em unidades astronómicas,  $\theta_z$  é o ângulo solar zenital (graus) e  $E_{0\lambda}$  é a irradiância solar espectral exo-atmosférica ( $\text{W.m}^{-2}.\mu\text{m}^{-1}$ ) numa superfície perpendicular aos raios solares quando a distância entre a Terra e o Sol, expressa em unidades astronómicas, toma o valor da unidade (Markham e Barker, 1986; Teillet e Fedosejevs, 1995).

Os valores da irradiância solar espectral exo-atmosférica variam consoante as bandas espectrais e os sensores, encontrando-se publicados.



A distância da Terra ao Sol é um parâmetro astronómico conhecido, sendo os valores, para cada dia do ano, publicados em Manuais Astronómicos. No entanto, este parâmetro pode também ser calculado, de maneira aproximada, a partir da seguinte fórmula:

$$d = 1 - 0.016729 \cdot \cos(0.9856(DOY - 4)) \quad (\text{Eq. 4.8})$$

na qual  $d$  representa a distância da Terra ao Sol expressa em unidades astronómicas e  $DOY$  é o dia do ano no Calendário Juliano (valores de 1 a 365-366).

O valor do ângulo solar zenital pode facilmente ser calculado a partir do ângulo de elevação solar que é fornecido juntamente com a imagem, uma vez que é o seu valor complementar.

A radiância das bandas do infravermelho termal é, geralmente, convertida em valores de temperatura. Assim, a transformação dos valores da radiância da banda 6 do TM em valores de temperatura é efectuada através da seguinte equação:

$$T_s = \frac{K2}{\ln\left(\frac{K1}{L_{s,\lambda}} + 1\right)} \quad (\text{Eq. 4.9})$$

na qual  $T_s$  exprime a temperatura em graus Kelvin,  $L_{s,\lambda}$  representa a radiância espectral e  $K1$  e  $K2$  são constantes de calibração cujos valores variam em função do sensor TM (Markham e Barker, 1986).

## 4.2 – Metodologia

O processamento digital das imagens foi efectuada com o programa IDRISI para Windows versão 2.0, no sistema PC 486/66 Mhz.

#### 4.2.1 - Descrição

No processamento das imagens distinguimos 2 fases. Uma primeira fase de análise e comparação dos valores da intensidade de brilho dos três radiômetros (TM, HRV e VNIR) e uma segunda fase de análise e comparação dos valores da reflectância do TM e do HRV, uma vez que não foi possível obter valores da reflectância para o VNIR.

#### 4.2.2 - Correção geométrica

A georeferenciação das imagens ao sistema de coordenadas "Universal Transverse Mercator" (UTM) foi realizada com 20 pontos de controlo por imagem, extraídos das cartas 1: 50.000 do Instituto Geográfico e Cadastral. Foi usada uma transformação polinomial de primeira ordem (linear) para modelar a relação entre as coordenadas da imagem inicial e as coordenadas UTM transformadas.

Os pixels da imagem proveniente do radiômetro VNIR têm uma dimensão de 18.3 m x 24.2 m, isto é, são rectangulares, ao contrário do que se verifica com os pixels das imagens dos restantes radiômetros, que são quadrados. O programa usado na georeferenciação das imagens apenas tem em conta pixels quadrados, portanto, quando se fez a correção geométrica das imagens do VNIR, os pixels de 18.3 m x 24.2 m foram transformados em pixels de 20 m x 20 m ou seja, os pixels foram alongados segundo o eixo dos Y e comprimidos segundo o eixo dos X. No entanto, esta operação não afectou o posicionamento dos pixels.

Seguidamente foi utilizada uma interpolação através do método do vizinho mais próximo para re-amostrar a imagem inicial à localização final, ou seja, para determinar os valores de brilho dos pixels da imagem final (georeferenciada). Neste método o valor de brilho de um determinado pixel da imagem final é dado pelo valor de brilho do pixel da imagem inicial que tenha o centro mais próximo do centro do pixel da imagem final. Na interpolação através do método do vizinho mais próximo os valores de brilho originais dos pixels são preservados, simplesmente estão deslocados das suas posições primitivas (Richards, 1993; Baxes 1994).

### 4.2.3 - Análise e comparação radiométrica

#### 4.2.3.1 - Análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores de brilho

Uma vez que as imagens que servem de base ao presente estudo têm dimensões diferentes e representam zonas distintas da superfície da Terra, torna-se imperioso, para o processo de comparação radiométrica, definir áreas comuns. Assim, delimitou-se, numa primeira abordagem, a área máxima comum a todas as imagens. Seguidamente foram elaborados histogramas dessa área nas várias bandas espectrais dos diferentes radiómetros, ou seja, foram construídos gráficos do número de pixels presentes para cada classe de valores da intensidade de brilho (Richards, 1993). Também foi calculada a variação dinâmica dos valores da intensidade de brilho para as diferentes bandas espectrais, em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas (Hill e Aifadopoulou, 1990). Foram confrontados, em conjunto, os histogramas e a variação dinâmica da intensidade de brilho das bandas espectrais análogas dos diferentes radiómetros: as bandas do verde (VNIR3, HRV1, TM2), as bandas do vermelho (VNIR4, HRV2, TM3) e as bandas do infravermelho próximo (VNIR5, HRV3, TM4).

No entanto, a área comum a todas as imagens é extensa e heterogénea, incluindo uma grande variedade de formas de ocupação do solo. Por essa razão, foi analisado o comportamento espectral de zonas mais reduzidas mas mais homogéneas em termos de uso do solo. Assim, foram definidas, em cada imagem, duas zonas, uma correspondendo essencialmente a campos agrícolas e a outra fundamentalmente a vegetação arbustiva. Todas as comparações acima descritas realizadas para a área extensa foram repetidas para estas duas áreas mais restritas.

#### 4.2.3.2 - Localização dos pontos de amostragem no espaço espectral

Na fase seguinte os pontos de amostragem foram localizados nas imagens com base nas coordenadas obtidas no campo com o GPS. Em seguida, foi efectuada a média dos valores da intensidade de brilho de uma janela de 3 x 3 pixels centrada no pixel do ponto de amostragem, por forma a minimizar os erros de localização, processo seguido por muitos autores (Anderson *et al.*, 1993; Jakubauskas, 1996).

Com este procedimento a área no terreno correspondente às "janelas" de 3 x 3 pixels do TM é de 8100 m<sup>2</sup>, enquanto que, para o VNIR e para o HRV, é de 3600 m<sup>2</sup>, ou seja, é, para o TM, mais do dobro do que para o caso dos outros dois radiómetros.

Seguidamente, em relação às imagens de Verão foram elaborados, para todas as combinações possíveis de pares de bandas espectrais de cada radiómetro, gráficos da distribuição dos diferentes pontos de amostragem no espaço bidimensional definido pelas duas bandas espectrais do par. Este é um processo essencial para a compreensão do comportamento espectral de cada biótopo, não só considerado individualmente, mas também relativamente aos restantes biótopos. Este procedimento pode fornecer, ainda, informação sobre as bandas espectrais mais úteis em função dos objectivos de cada estudo (Graetz e Gentle, 1982; Elvidge e Lyon, 1985; Richards, 1993). As combinações de pares de bandas espectrais são bastante mais elevadas para o TM (15) do que para o VNIR e o HRV (3) devido ao maior número de bandas do TM. Finalmente, foram calculados os valores do coeficiente de correlação de Pearson para todas as combinações de pares de bandas espectrais.

#### 4.2.4 - Correlação entre bandas espectrais (matos de Cistáceas)

Para uma melhor apreensão dos fenómenos responsáveis pela resposta espectral das comunidades de Cistáceas foram desenvolvidas correlações entre os valores da intensidade de brilho das comunidades referidas, nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais dos três radiómetros em estudo. No caso do TM o mesmo processo foi repetido em relação à imagem de Inverno.

#### 4.2.5 - Correção radiométrica

A conversão dos valores da intensidade de brilho em reflectâncias é necessária uma vez que se procede à comparação de imagens adquiridas por sensores diferentes (Sohn e McCoy, 1997). As imagens do HRV e do TM foram corrigidas radiometricamente (calibração absoluta). Os valores da intensidade de brilho foram, em primeiro lugar, transformados em valores de radiância, sendo estes, em seguida, convertidos em valores de reflectância. Não foi possível converter os valores da intensidade de brilho

do VNIR em reflectâncias, devido a uma lacuna no conhecimento dos parâmetros de calibração.

Os coeficientes de calibração para conversão dos valores da intensidade de brilho do HRV em radiâncias foram retirados do ficheiro “Leader file” que acompanha o ficheiro da imagem.

De salientar que a imagem do TM de Verão é um produto “raw data”, pelo que os valores da intensidade de brilho são valores não calibrados. Por isso, não é totalmente correcta a sua conversão em radiâncias através do uso dos coeficientes de calibração absolutos. Para se processar digitalmente imagens de satélite com este nível de processamento é necessário “software” especializado, não permitindo o programa usado, IDRISI, esta operação. No entanto, pensamos que a utilização, para definição dos valores de intensidade de brilho associados a cada ponto de amostragem, não apenas do valor do pixel onde o ponto de amostragem se localiza, mas também dos valores dos oito pixels que o rodeiam, minimizará o efeito da omissão de calibração relativa.

No que diz respeito às imagens do TM foram usados, na correcção radiométrica absoluta, os coeficientes de calibração “post-launch” de Markham e Barker (1986), dada a impossibilidade de se obterem coeficientes mais actualizados. Tentou-se obter junto dos fornecedores os valores actualizados, mas tal não foi possível. Para as bandas 1-5 e 7 do TM os valores da intensidade de brilho foram convertidos em valores de reflectância, enquanto que, para a banda 6, os valores da intensidade de brilho foram convertidos em temperatura.

Não foi efectuada qualquer correcção das imagens em função dos efeitos atmosféricos ou topográficos. Assim, os valores da reflectância apresentados neste trabalho, correspondem à reflectância aparente ou “no satélite”.

Das imagens do TM foram, ainda, retirados os valores da reflectância de campos de golfe e de matos esclerófilos mediterrânicos. O mesmo procedimento não foi possível nem para a imagem do HRV nem para a imagem do VNIR, por estas não abrangerem a região onde estas comunidades vegetais se encontram.

#### 4.2.6 - Comparação do padrão de localização espectral Verão - Inverno

Com os valores da reflectância dos matos de Cistáceas elaborou-se o gráfico da distribuição destes pontos no espaço espectral TM3/TM4, quer em relação à imagem de Inverno quer em relação à imagem de Verão.

### **4.3 - Resultados**

#### 4.3.1. Descrição

As imagens utilizadas neste estudo são três imagens adquiridas durante o Verão de 1994 e uma imagem obtida durante o Inverno de 1991:

HRV, a bordo do satélite SPOT-3, obtida a 22 de Agosto de 1994

TM, a bordo do satélite Landsat-5, obtida a 12 de Agosto de 1994

VNIR, a bordo do satélite JERS, obtida a 21 de Agosto de 1994

TM, a bordo do satélite Landsat-5, obtida a 24 de Janeiro de 1991

Tentou-se que as datas de obtenção das imagens durante o Verão fossem o mais próximo possível umas das outras, bem como da altura em que foi realizado o trabalho de campo, que se prolongou durante duas semanas, de 28 de Agosto a 10 de Setembro de 1994.

Os três satélites (SPOT, JERS e LANDSAT) têm diferentes resoluções temporais pelo que é praticamente impossível obter imagens adquiridas na mesma altura. Através da consulta dos calendários de passagem verificou-se que o satélite JERS ia obter uma imagem da zona em estudo no dia 21 de Agosto e o LANDSAT no dia 28 do mesmo mês. Então, foi efectuado um pedido de programação do satélite SPOT ("Blue Service") para adquirir uma imagem no dia 22 de Agosto, uma vez que esta data era a mais próxima das datas de passagem dos restantes satélites e que permitia que a imagem se situasse dentro dos limites de qualidade pretendidos, isto é, com um ângulo de aquisição não muito elevado. No entanto, pela análise dos "Quick Look" verificou-se, posteriormente, que a imagem do TM de 28 de Agosto apresentava

nebulosidade sobre a zona em estudo, razão pela qual se optou pela imagem da data de aquisição anterior, de 12 de Agosto.

Há uma diferença de cerca de 30 dias entre a imagem obtida mais cedo (TM) e o final do trabalho de campo. No entanto, como neste intervalo de tempo não ocorreu precipitação na zona, não devem ter ocorrido modificações fenológicas significativas no coberto vegetal.

Neste trabalho foi ainda usada uma imagem do TM de Inverno (24 de Janeiro de 1991) com o intuito de se estudar o comportamento espectral da vegetação em duas épocas distintas do ano. As duas imagens diferem mais de três anos, mas pensamos que a comparação será válida.

A imagem do HRV usada neste estudo é uma imagem em modo multi-espectral adquirida pelo instrumento HRV-2 a bordo do satélite SPOT-3, no dia 22 de Agosto de 1994 às 11 h 35 m (Tempo Universal). Como referido, foi pedida, à SPOT IMAGE, uma programação do satélite para aquisição da imagem, que não foi obtida na vertical, sendo o ângulo de aquisição de 13.1°. Esta imagem do HRV foi adquirida com o nível de pré-processamento 1B, no suporte CD-ROM, no formato "Band Sequential Arrangement".

A imagem do TM de Verão foi obtida no dia 12 de Agosto de 1994 às 10 h 26 m (Tempo Universal) pelo radiómetro "Thematic Mapper" a bordo do satélite LANDSAT-5. Esta imagem, que corresponde ao produto "quarto de cena flutuante", em suporte CD-ROM, foi adquirida sem qualquer processamento, ou seja, é uma imagem "raw data", no formato "Band Sequential Arrangement". A imagem de Inverno (24 de Janeiro de 1991) do TM é uma "full scene" e foi cedida pelo Centro Nacional de Informação Geográfica através de um protocolo de cooperação com o Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente. Esta imagem, obtida às 10 h 29 m (Tempo Universal), tem o nível de processamento "system corrected", com calibração radiométrica efectuada com os valores "pre-flight". O formato é "Band Sequential Arrangement".

A imagem do VNIR, obtida no dia 21 de Agosto de 1994 às 11 h 28 m (Tempo Universal) corresponde ao produto Nível 2, adquirida no suporte Banda Magnética 6250 BPI, no formato "Band Sequential Arrangement".

A imagem do HRV tem 3317 colunas x 3005 linhas. A imagem de Verão do TM (um quarto de cena) possui 3150 colunas x 2944 linhas enquanto que a de Inverno ("full scene") tem 6100 colunas x 5760 linhas. A imagem do VNIR tem 4512 colunas x 4096 linhas.

As imagens do TM e do VNIR foram obtidas na direcção nadiral enquanto que a imagem do HRV foi adquirida com um ângulo de 13.1°.

Há cerca de 7 minutos de diferença entre o momento de obtenção das imagens do VNIR e do HRV. Estas imagens foram adquiridas cerca de uma hora mais tarde do que a imagem do TM (de Verão).

Os valores da distância da Terra ao Sol, expressa em unidades astronómicas, foram retirados dos Almanques Astronómicos do Instituto Geofísico Infante D. Luís, podendo ser consultados na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Distância da Terra ao Sol expressa em unidades astronómicas.

<b>Radiómetro e data de obtenção da imagem</b>	<b>Distância da Terra ao Sol (unidades astronómicas)</b>
HRV (22-08-1994)	1.0114513
VNIR (21-08-1994)	1.0116559
TM (12-08-1994)	1.0133828
TM (24-01-1991)	0.9843356

Os valores do ângulo de elevação solar foram lidos dos ficheiros "Leader File" que acompanham os ficheiros Imagem, sendo apresentados na Tabela 4.6.



Tabela 4.6 – Valores do ângulo de elevação solar.

<b>Radiómetro e data de obtenção da imagem</b>	<b>Ângulo de elevação solar (°)</b>
HRV (22-08-1994)	61.3
VNIR (21-08-1994)	61.5
TM (12-08-1994)	53.5
TM (24-01-1991)	25.1

#### 4.3.2 - Correção geométrica

O erro quadrado médio do processo de georeferenciação foi de 33 metros para as imagens do TM, de 14 metros para a imagem do VNIR e de 24 metros para a imagem do HRV. De salientar que estes erros correspondem a uma distância inferior ao tamanho do pixel no caso do VNIR (0.7) e a uma distância ligeiramente superior no caso do TM (1.1) e do HRV (1.2).

#### 4.3.3 - Análise e comparação radiométrica

##### 4.3.3.1 - Análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores de brilho

Como foi referido na metodologia, foram elaborados histogramas referentes à área máxima comum às imagens de todos os radiómetros, aproximadamente 44 km x 39 km. Esta área corresponde a janelas de 1482 colunas x 1309 linhas para as imagens do TM e a janelas de 2227 colunas x 1965 linhas para o caso das imagens do VNIR e do HRV. Ou seja, os histogramas referentes ao VNIR e ao HRV correspondem a mais do dobro do número de pixels do que aqueles referentes ao TM. Tome-se em atenção, que, devido a esta diferença, nos gráficos apresentados, o eixo da frequência correspondente ao TM é diferente do eixo que diz respeito aos outros radiómetros.

Em primeiro lugar, compararam-se os histogramas e a variação dinâmica dos valores da intensidade de brilho das imagens de Verão. Apresentam-se, em conjunto, na mesma figura, para melhor apreensão, os histogramas referentes à mesma região do espectro electromagnético. Assim, na Figura 4.1a podem observar-se os histogramas respeitantes à região do verde (VNIR3, HRV1 e TM2), na Figura 4.1b aqueles

relativos à região do vermelho (VNIR4, HRV2 e TM3) e na Figura 4.1c os correspondentes à região do infravermelho próximo (VNIR5, HRV3 e TM4). Da mesma forma, apresentam-se, em conjunto, na Tabela 4.7, os valores da variação dinâmica da intensidade de brilho das bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo dos diferentes radiômetros.

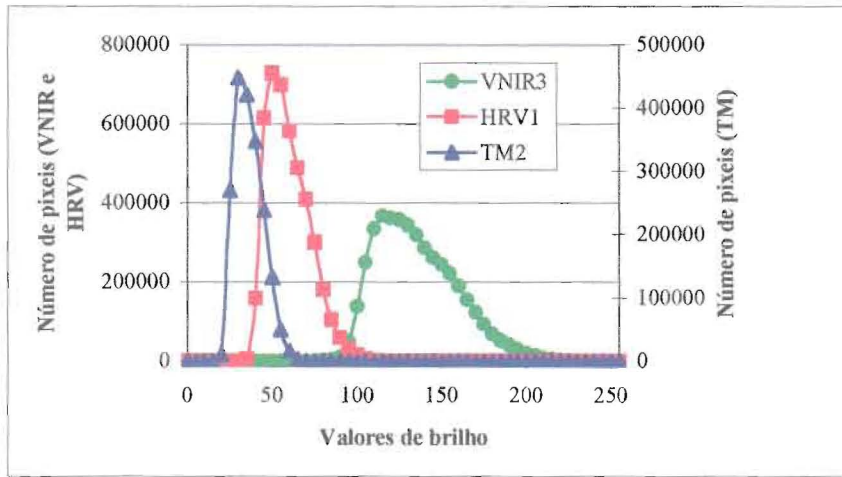
Tabela 4.7 – Valores da intensidade de brilho em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas e variação dinâmica respectiva para as várias bandas espectrais dos três radiômetros, em relação à imagem da área comum extensa.

<b>BANDAS DA REGIÃO DO VERDE</b>	<b>VNIR3</b>	<b>HRV1</b>	<b>TM2</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	94	41	24
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	208	99	61
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>114</i>	<i>58</i>	<i>37</i>

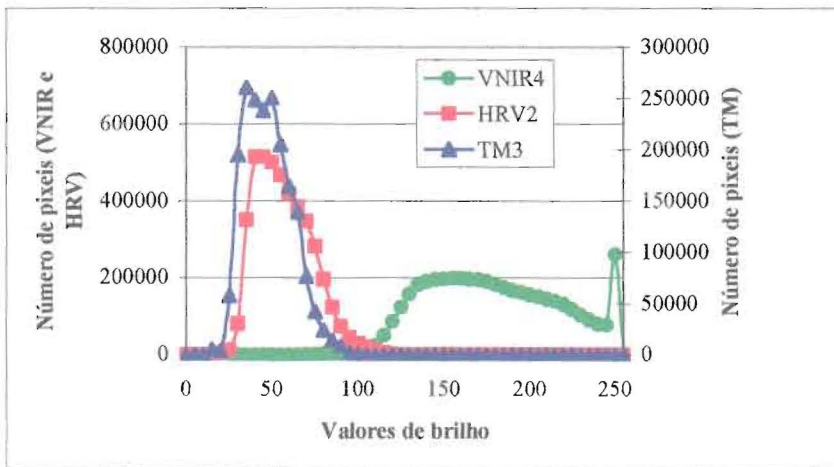
<b>BANDAS DA REGIÃO DO VERMELHO</b>	<b>VNIR4</b>	<b>HRV2</b>	<b>TM3</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	106	30	24
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	252	108	90
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>146</i>	<i>78</i>	<i>66</i>

<b>BANDAS DA REGIÃO DO IV PRÓXIMO</b>	<b>VNIR5</b>	<b>HRV3</b>	<b>TM4</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	67	21	15
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	251	113	94
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>184</i>	<i>92</i>	<i>79</i>

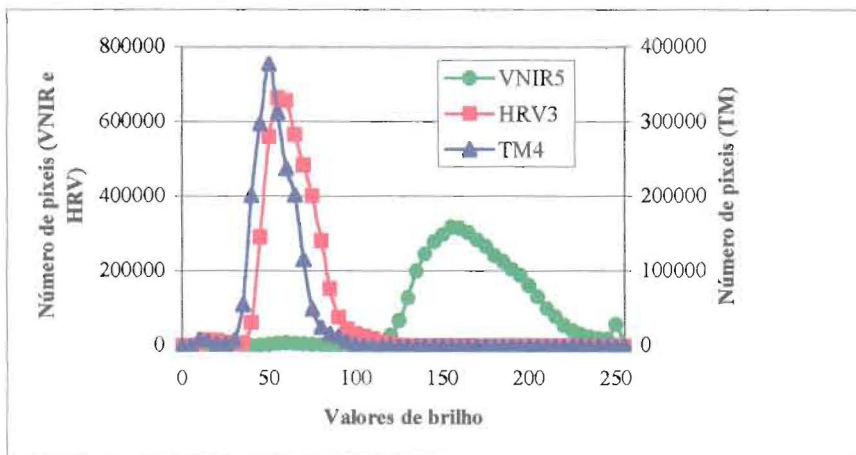
Como se pode observar, há uma grande semelhança entre os histogramas respeitantes ao TM e ao HRV. No entanto, os histogramas referentes ao TM apresentam-se sempre ligeiramente deslocados na direcção de menores valores da intensidade de brilho, sendo essa diferença ligeiramente mais acentuada no caso da banda do verde (TM2). A situação é, no entanto, bastante diferente quanto ao VNIR. Os histogramas referentes a este radiómetro encontram-se bastante afastados dos histogramas do HRV e do TM, em direcção a maiores valores da intensidade de brilho. Os histogramas respeitantes à banda espectral do vermelho (VNIR4) e infravermelho próximo (VNIR5) exibem um pico na última classe dos valores da intensidade de brilho, pico este substancialmente mais acentuado no caso da banda do vermelho. No que diz respeito à amplitude dinâmica da intensidade de brilho, verifica-se que é mais elevada



(a)



(b)



(c)

Figura 4.1 – Histogramas correspondentes à área extensa comum (a) nas bandas do verde, (b) nas bandas do vermelho e (c) nas bandas do infravermelho próximo dos três radiômetros.

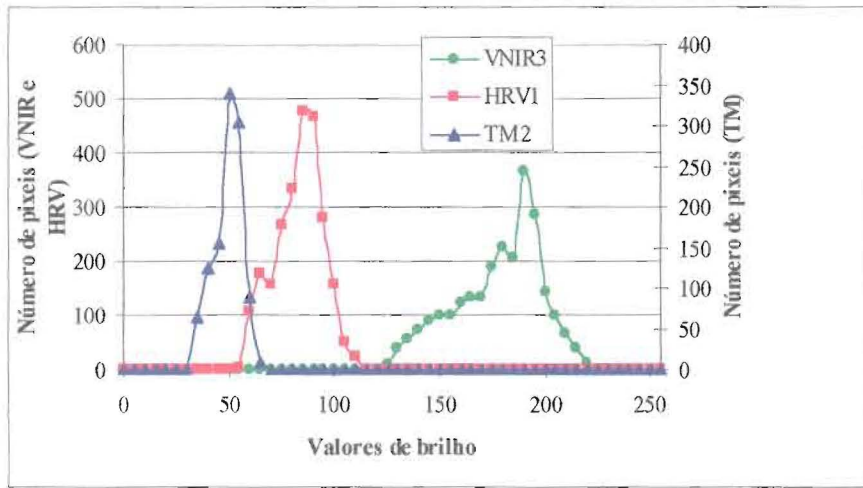
para o VNIR, seguindo-se o HRV e finalmente o TM. Note-se que este parâmetro tem, para o VNIR, valores cerca de duas vezes mais elevados, em comparação com o HRV, para qualquer banda espectral e mais de duas vezes em relação ao TM.

Em seguida e, como foi referido na metodologia, foram definidas, em cada imagem, duas zonas com a mesma área total, uma correspondendo essencialmente a campos agrícolas e a outra essencialmente a vegetação arbustiva. Essa área é de aproximadamente 1 km x 1 km, correspondendo a janelas de 50 colunas x 50 linhas para o caso das imagens do VNIR e do HRV e a janelas de 33 colunas x 33 linhas para as imagens do TM.

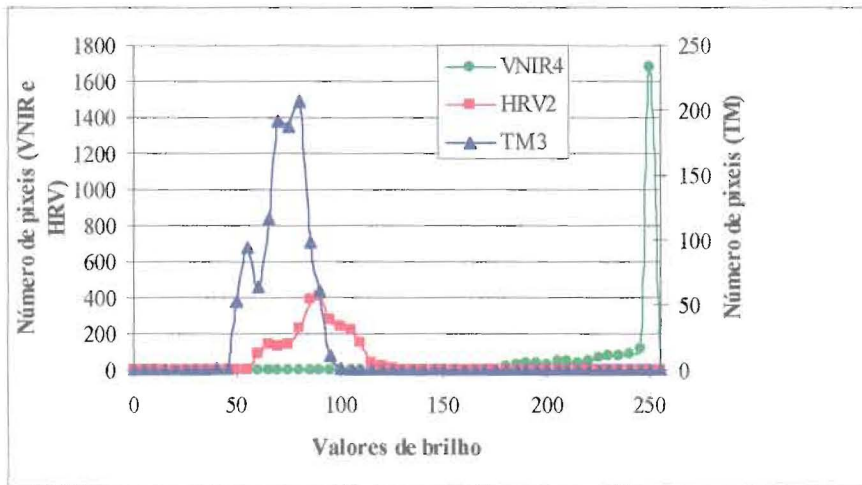
Apresenta-se, em primeiro lugar, a análise radiométrica da área de ocupação essencialmente agrícola. Assim, na Figura 4.2a podem observar-se os histogramas respeitantes à região do verde (VNIR3, HRV1 e TM2), na Figura 4.2b aqueles relativos à região do vermelho (VNIR4, HRV2 e TM3) e na Figura 4.2c os correspondentes à região do infravermelho próximo (VNIR5, HRV3 e TM4). Da mesma forma, apresentam-se, em conjunto, na Tabela 4.8, os valores da variação dinâmica da intensidade de brilho das bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo dos diferentes radiómetros.

Continua a verificar-se uma certa analogia entre os histogramas do HRV e do TM. Em relação ao VNIR observa-se que os histogramas se encontram deslocados em direcção a valores mais elevados da intensidade de brilho. No entanto, os histogramas relativos às bandas do vermelho e do infravermelho próximo deste radiómetro apresentam um pico muito acentuado na última classe de valores de brilho. No que diz respeito à variação dinâmica da intensidade de brilho, é mais elevada para o VNIR, como acontecia no caso da área extensa, mas a diferença em relação aos outros dois radiómetros não é agora tão acentuada. O HRV apresenta valores da amplitude dinâmica mais elevados do que os do TM.

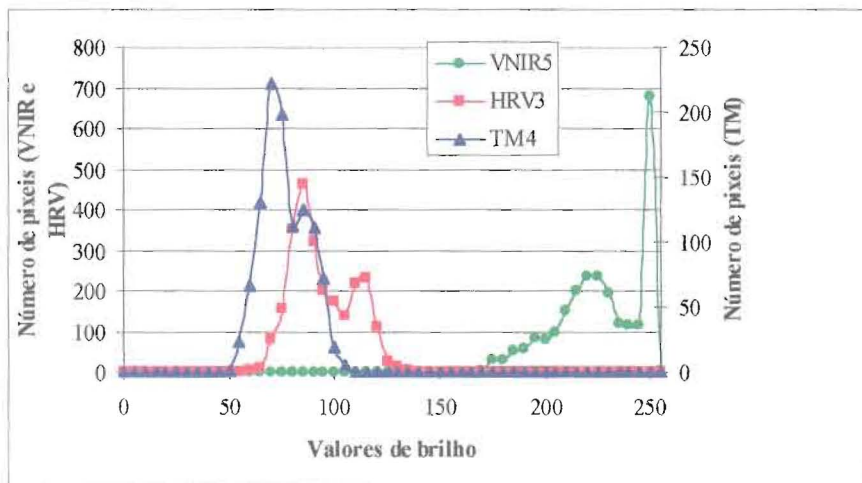
Finalmente, a Figura 4.3 ilustra os histogramas relativos à área comum de ocupação de solo essencialmente com matos de Cistáceas. Na Figura 4.3a podem observar-se os



(a)



(b)



(c)

Figura 4.2 – Histogramas correspondentes à área agrícola comum (a) nas bandas do verde, (b) nas bandas do vermelho e (c) nas bandas do infravermelho próximo dos três radiômetros.

histogramas referentes à região do espectral do verde (VNIR3, HRV1 e TM2), na Figura 4.3b os histogramas correspondentes à região do vermelho (VNIR4, HRV2 e TM3) e na Figura 4.3c aqueles relativos à região do infravermelho próximo (VNIR5, HRV3 e TM4). A Tabela 4.9 apresenta os valores da variação dinâmica da intensidade de brilho das bandas do verde, vermelho e infravermelho próximo dos diferentes radiômetros.

Tabela 4.8 – Valores da intensidade de brilho em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas e variação dinâmica respectiva para as várias bandas espectrais dos três radiômetros, em relação à imagem da área agrícola comum.

<b>BANDAS DA REGIÃO DO VERDE</b>	<b>VNIR3</b>	<b>HRV1</b>	<b>TM2</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	129	60	35
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	219	112	65
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>90</i>	<i>52</i>	<i>30</i>

<b>BANDAS DA REGIÃO DO VERMELHO</b>	<b>VNIR4</b>	<b>HRV2</b>	<b>TM3</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	182	60	50
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	252	122	96
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>70</i>	<i>62</i>	<i>46</i>

<b>BANDAS DA REGIÃO DO IV PRÓXIMO</b>	<b>VNIR5</b>	<b>HRV3</b>	<b>TM4</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	174	69	56
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	252	132	104
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>78</i>	<i>63</i>	<i>48</i>

Observa-se ainda uma grande semelhança entre os histogramas do HRV e do TM, tal como nos casos anteriores. No que diz respeito aos histogramas do VNIR, já não apresentam o pico na última classe de valores da intensidade de brilho mas encontram-se, tal como no caso da área extensa e da área agrícola, deslocados na direcção de valores de brilho mais elevados. O VNIR tem o dobro da variação dinâmica da intensidade de brilho em relação ao HRV e ao TM. Estes dois radiômetros apresentam agora, praticamente o mesmo valor da amplitude dinâmica de brilho.

Tabela 4.9 – Valores da intensidade de brilho em relação às classes 0.5% e 99.5% dos histogramas e variação dinâmica respectiva para as várias bandas espectrais dos três radiômetros, em relação à imagem da área de matos comum.

<b>BANDAS DA REGIÃO DO VERDE</b>	<b>VNIR3</b>	<b>HRV1</b>	<b>TM2</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	93	41	24
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	142	65	41
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>49</i>	<i>24</i>	<i>17</i>

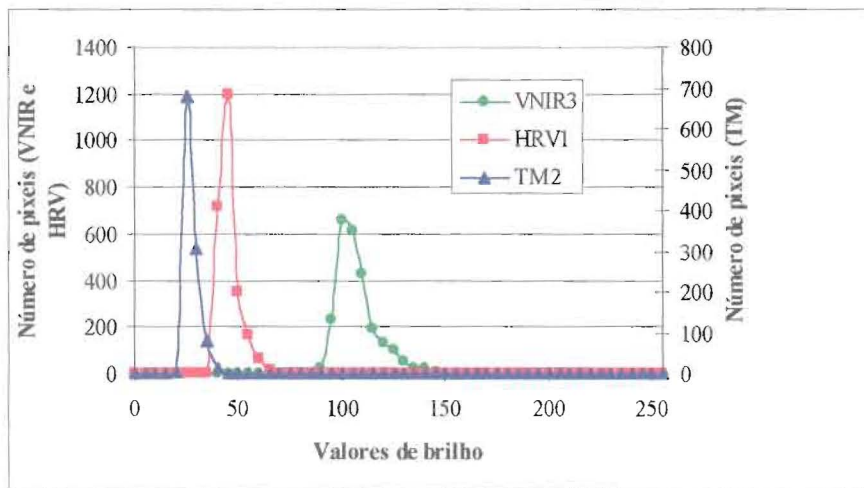
<b>BANDAS DA REGIÃO DO VERMELHO</b>	<b>VNIR4</b>	<b>HRV2</b>	<b>TM3</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	110	31	25
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	183	60	52
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>73</i>	<i>29</i>	<i>27</i>

<b>BANDAS DA REGIÃO DO IV PRÓXIMO</b>	<b>VNIR5</b>	<b>HRV3</b>	<b>TM4</b>
<b>Valor de brilho (0.5%)</b>	115	39	33
<b>Valor de brilho (99.5%)</b>	167	65	59
<b><i>Variação dinâmica</i></b>	<i>52</i>	<i>26</i>	<i>26</i>

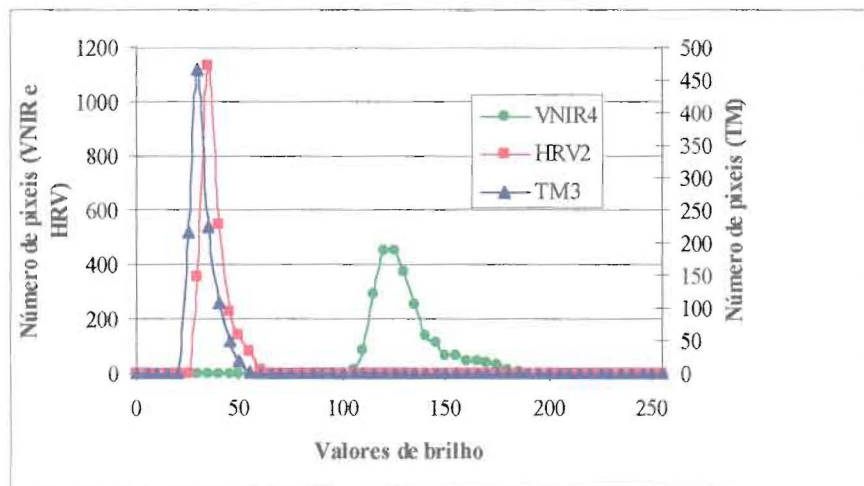
#### 4.3.3.2 - Localização dos pontos de amostragem no espaço espectral

Os valores da intensidade de brilho correspondentes a cada local de amostragem (ou melhor, a média dos valores da intensidade de brilho de uma janela de 3 x 3 pixels centrada no pixel do local de amostragem) são apresentados no Anexo I (Tabelas AI1-AI4).

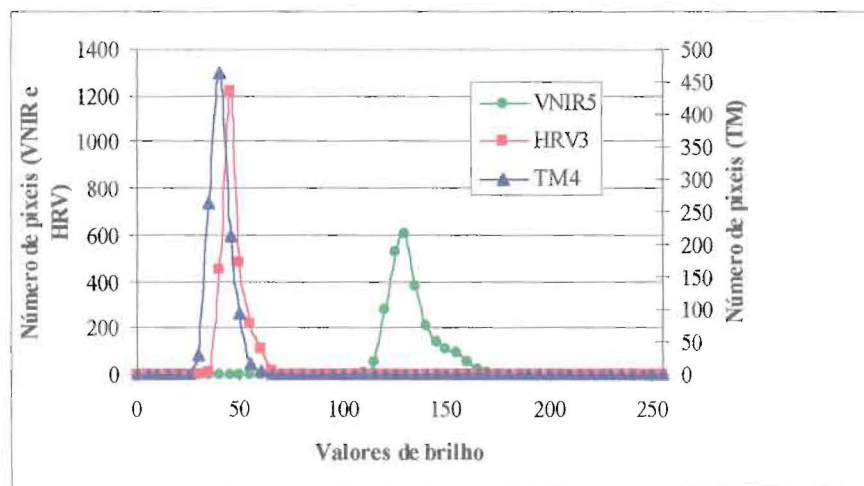
Tal como descrito na metodologia, foram elaborados, em relação às imagens de Verão, para os três radiômetros em estudo e para todas as combinações possíveis de pares de bandas espectrais, gráficos da distribuição dos 32 pontos de amostragem (comunidades de Cistáceas, pousios, restolhos e solos a nu) no espaço bi-dimensional definido pelas duas bandas do par. Depois da análise dos gráficos foram calculados os valores do coeficiente de correlação de Pearson para todas as correlações entre pares de bandas espectrais. Assim, apresenta-se, na Tabela 4.10, os coeficientes referentes ao TM e na Tabela 4.11 os coeficientes respeitantes ao HRV. Os coeficientes de correlação não foram calculados no caso do VNIR pois, verificou-se, pela observação



(a)



(b)



(c)

Figura 4.3 – Histogramas correspondentes à área de matos comum (a) nas bandas do verde, (b) nas bandas do vermelho e (c) nas bandas do infravermelho próximo dos três radiômetros.



dos gráficos, haver saturação dos valores de brilho em algumas das bandas deste radiómetro para os restolhos e solo a nu.

Apesar de apresentarmos os valores referentes à banda TM1 (azul) não os vamos analisar com detalhe uma vez que esta banda espectral é muito afectada pela atmosfera e não foi efectuada, neste trabalho, qualquer correcção atmosférica. Assim, da análise da Tabela 4.10 verifica-se que, quanto à diferenciação que proporcionam dos diferentes biótopos, os pares de bandas do TM ordenam-se, da maior para a menor capacidade de separação, da seguinte forma: TM4-TM7, TM2-TM7, TM3-TM7, TM2-TM5, TM4-TM5, TM5-TM7, TM3-TM5, TM2-TM4, TM3-TM4, TM2-TM3. Nota-se que, de uma maneira geral, as bandas do infravermelho médio permitem maior separabilidade, combinadas com qualquer outra banda.

Tabela 4.10 – Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho dos 32 locais de amostragem (comunidades de Cistáceas, pousios, restolhos e solos a nu) para as diferentes combinações de pares de bandas espectrais do TM.

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM7
TM1	1					
TM2	0.99 *	1				
TM3	0.99 *	0.99 *	1			
TM4	0.97 *	0.97 *	0.98 *	1		
TM5	0.96 *	0.94 *	0.95 *	0.94 *	1	
TM7	0.94 *	0.93 *	0.94 *	0.86 *	0.94 *	1

\* Correlações significativas a 0.05 de probabilidade

Tabela 4.11 – Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da intensidade de brilho dos 32 locais de amostragem (comunidades de Cistáceas, pousios, restolhos e solos a nu) para as diferentes combinações de pares de bandas espectrais do HRV.

	HRV1	HRV2	HRV3
HRV1	1		
HRV2	0.99 *	1	
HRV3	0.98 *	0.98 *	1

\* Correlações significativas a 0.05 de probabilidade

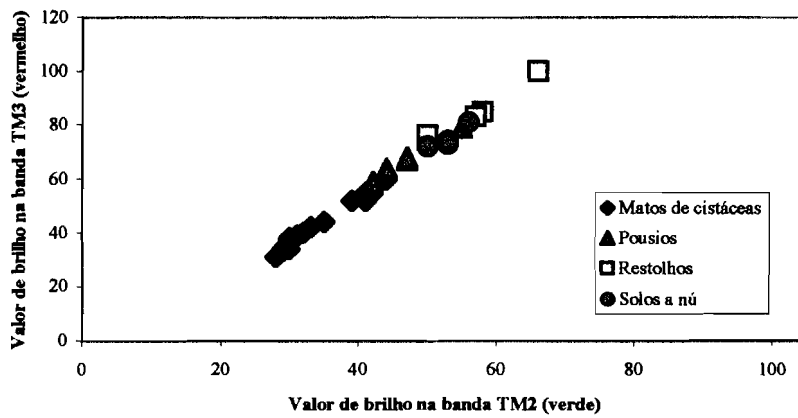
No que diz respeito ao HRV (Tabela 4.11), o par HRV2-HRV3 é aquele que facultava uma melhor separação dos biótopos, seguindo-se o par HRV1-HRV3 e, finalmente, o par HRV1-HRV2.

A seguir apresentam-se, para os pares de bandas comuns aos três radiómetros, os gráficos da disposição dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos diferentes pares de bandas. Assim, na Figura 4.4 apresentam-se os gráficos referentes ao TM, na Figura 4.5 aqueles respeitantes ao VNIR e na Figura 4.6 os correspondentes ao HRV. Verifica-se que a combinação HRV2 (vermelho)-HRV3 (infravermelho próximo) é aquela que possibilita uma maior diferenciação dos vários biótopos, especialmente no que diz respeito à distinção entre solos a nu e pousios. Em relação ao VNIR verifica-se uma saturação na banda do vermelho (VNIR4) dos valores da intensidade de brilho referentes aos restolhos e solos a nu e na banda do infravermelho próximo (VNIR5) dos valores referentes aos restolhos.

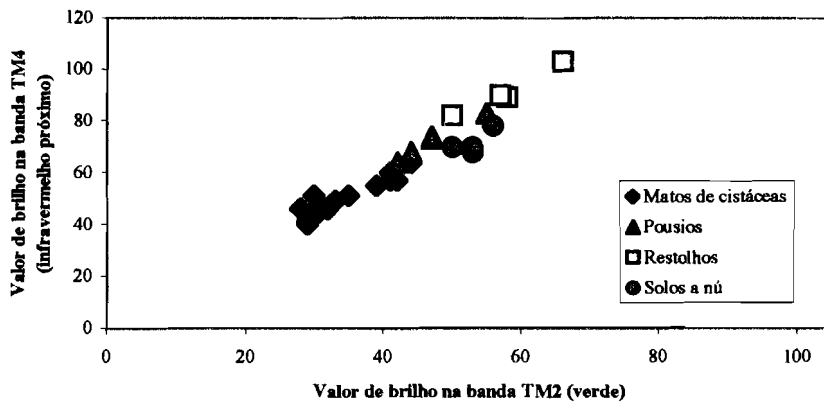
Comparando os gráficos correspondentes aos pares de bandas comuns a todos os radiómetros (verde-vermelho, verde-infravermelho próximo e vermelho-infravermelho próximo) observa-se uma grande semelhança nas relações espaciais entre os diferentes biótopos. Pode dizer-se que, no geral, os biótopos estão perfeitamente individualizados quanto ao comportamento espectral, formando grupos. Verifica-se, no entanto, um certo grau de mistura entre os pousios, solos a nu e restolhos. O biótopo mais brilhante em qualquer das bandas espectrais (canto superior direito) é constituído pelos restolhos e o menos brilhante consiste nos matos de Cistáceas de maior biomassa/grau de cobertura (canto inferior esquerdo).

#### 4.3.4 - Correlação entre bandas espectrais

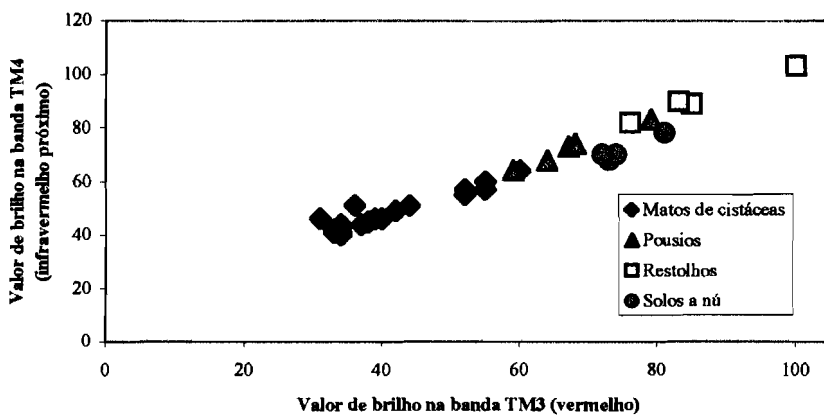
Foram, em seguida, desenvolvidas correlações entre os valores de brilho dos 19 matos de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais. Na Tabela 4.12 podem observar-se os valores do coeficiente de correlação de Pearson para o caso do TM, imagem de Verão, na Tabela 4.13 aqueles respeitantes ao HRV, na Tabela 4.14, os referentes ao VNIR (não há saturação no caso dos matos de cistáceas) e na Tabela 4.15 os correspondentes ao TM, imagem de Inverno.



(a)

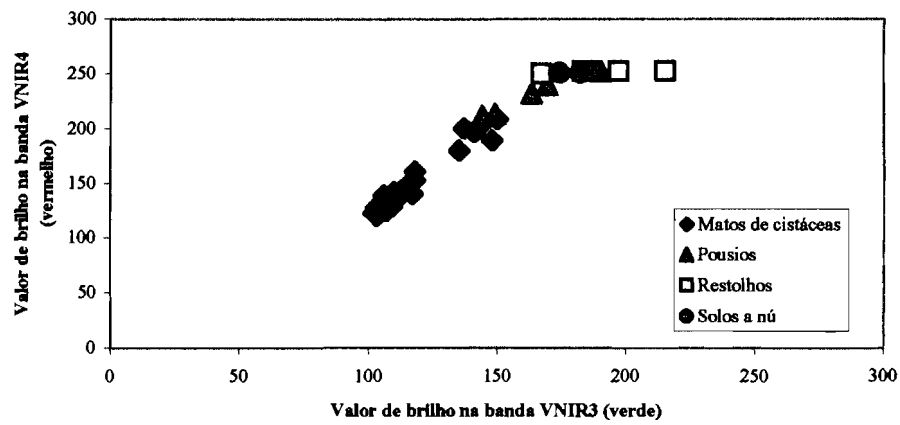


(b)

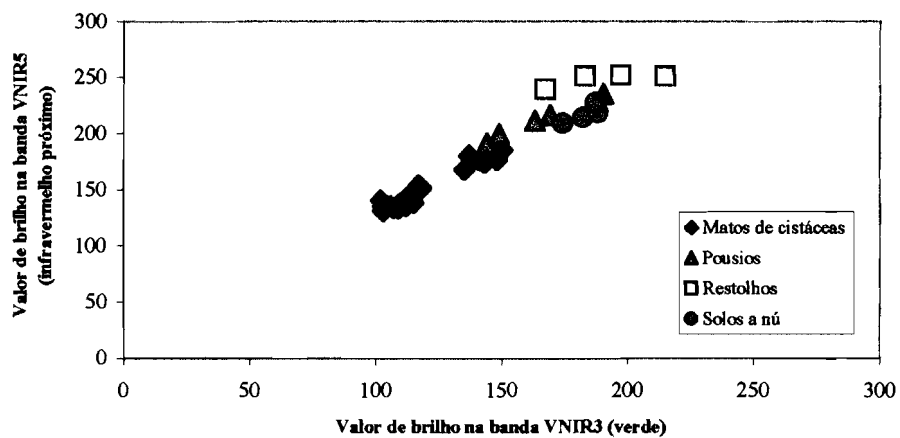


(c)

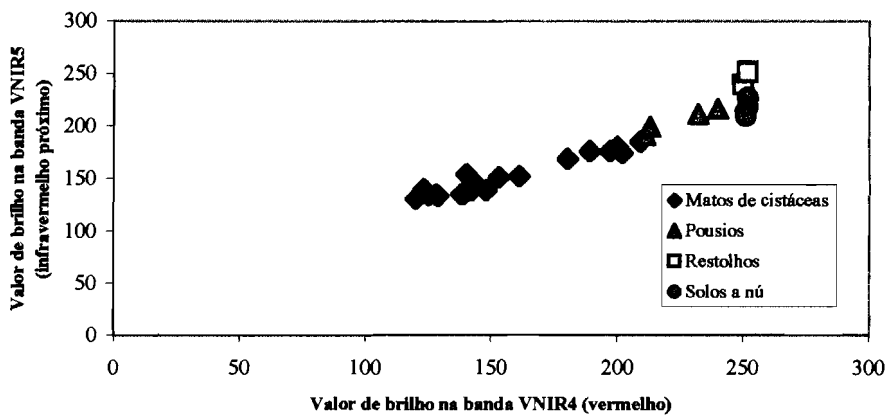
Figura 4.4 – Posicionamento dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos pares de bandas do TM: (a) verde-vermelho, (b) verde-infravermelho próximo e (c) vermelho-infravermelho próximo.



(a)

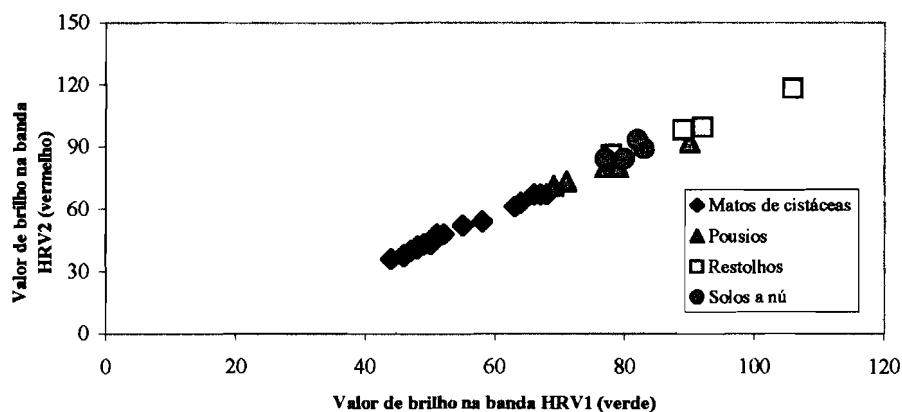


(b)

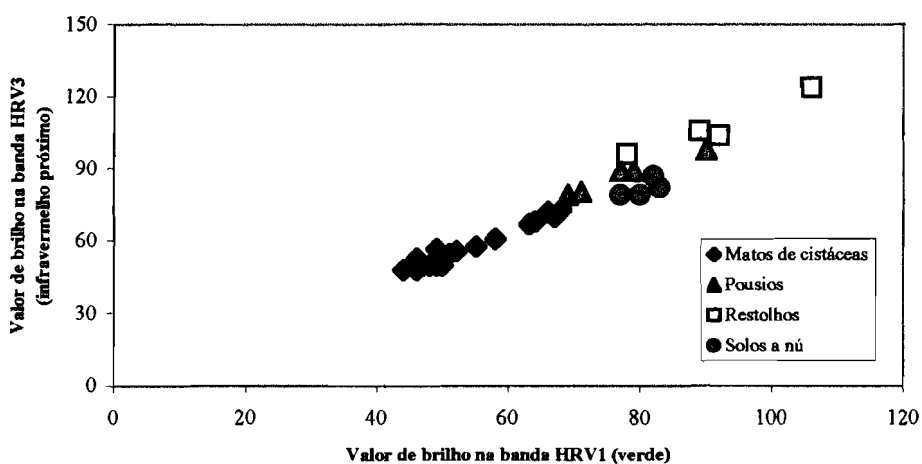


(c)

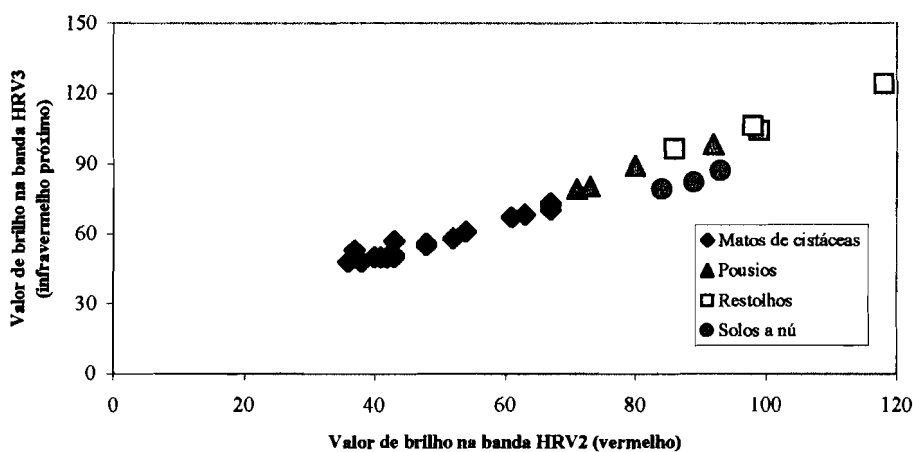
Figura 4.5 – Posicionamento dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos pares de bandas do VNIR: (a) verde-vermelho, (b) verde-infravermelho próximo e (c) vermelho-infravermelho próximo.



(a)



(b)



(c)

Figura 4.6 – Posicionamento dos locais de amostragem no espaço espectral definido pelos pares de bandas do HRV: (a) verde-vermelho, (b) verde-infravermelho próximo e (c) vermelho-infravermelho próximo.

Tabela 4.12 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do TM, imagem de Verão.

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM7	TM6
TM1	1						
TM2	0.98 *	1					
TM3	0.99 *	0.99 *	1				
TM4	0.93 *	0.94 *	0.94 *	1			
TM5	0.93 *	0.89 *	0.94 *	0.88 *	1		
TM7	0.96 *	0.93 *	0.97 *	0.88 *	0.98 *	1	
TM6	0.60 *	0.57 *	0.63 *	0.61 *	0.68 *	0.68 *	1

\* Correlações significativas a 0.05 de probabilidade

Tabela 4.13 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do HRV.

	HRV1	HRV2	HRV3
HRV1	1		
HRV2	0.99 *	1	
HRV3	0.97 *	0.97 *	1

\* Correlações significativas a 0.05 de probabilidade

Tabela 4.14 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do VNIR.

	VNIR3	VNIR4	VNIR5
VNIR3	1		
VNIR4	0.97 *	1	
VNIR5	0.96 *	0.96 *	1

\* Correlações significativas a 0.05 de probabilidade

Verifica-se, em relação à imagem de Inverno do TM, a existência de correlações elevadas entre as três bandas do visível (0.92-0.97), entre as duas bandas do infravermelho médio (0.97) e entre as bandas do visível e as do infravermelho médio (0.90-0.95). Os coeficientes de correlação são mais baixos quer entre a banda do infravermelho próximo e as bandas do visível (0.70-0.82) quer entre a banda do infravermelho próximo e as do infravermelho médio (0.66-0.78).

Tabela 4.15 - Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre os valores da intensidade de brilho das comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais do TM, imagem de Inverno.

	TM1	TM2	TM3	TM4	TM5	TM7	TM6
TM1	1						
TM2	0.97 *	1					
TM3	0.95 *	0.92 *	1				
TM4	0.78 *	0.82 *	0.70 *	1			
TM5	0.94 *	0.91 *	0.92 *	0.78 *	1		
TM7	0.94 *	0.90 *	0.95 *	0.66 *	0.97 *	1	
TM6	0.54 *	0.51 *	0.57 *	0.43 *	0.68 *	0.67 *	1

\* Correlações significativas a 0.05 de probabilidade

No que diz respeito às imagens de Verão dos 3 radiómetros pode observar-se que os coeficientes de correlação são todos muito semelhantes e elevados. Pode dizer-se, no entanto, em relação ao TM, que as correlações entre o infravermelho próximo (TM4) e as bandas do infravermelho médio (TM5 e TM7), por um lado, e, por outro lado, a correlação entre o TM5 (infravermelho médio) e o TM2 (verde) são ligeiramente inferiores às restantes.

Observa-se, assim, uma diferença acentuada entre o padrão dos valores do coeficiente de correlação respeitantes às duas estações do ano. No Verão os valores do coeficiente são semelhantes e elevados, enquanto que, no Inverno, parece haver diferenciação, em função da região espectral onde se situam as bandas do par.

#### 4.3.5 - Correção radiométrica

Os valores da reflectância dos 32 locais de amostragem são apresentados no Anexo II (Tabelas AII1-AII3).

Das imagens do TM foram ainda retirados os valores da reflectância de 3 campos de golfe e de 4 matos esclerófilos mediterrânicos.

#### 4.3.6 - Comparação do padrão de localização espectral Verão-Inverno

Na Figura 4.7 pode observar-se a disposição dos matos de Cistáceas no espaço espectral TM3-TM4. Verifica-se que, no Verão, toda a informação espectral "colapsa" numa linha.

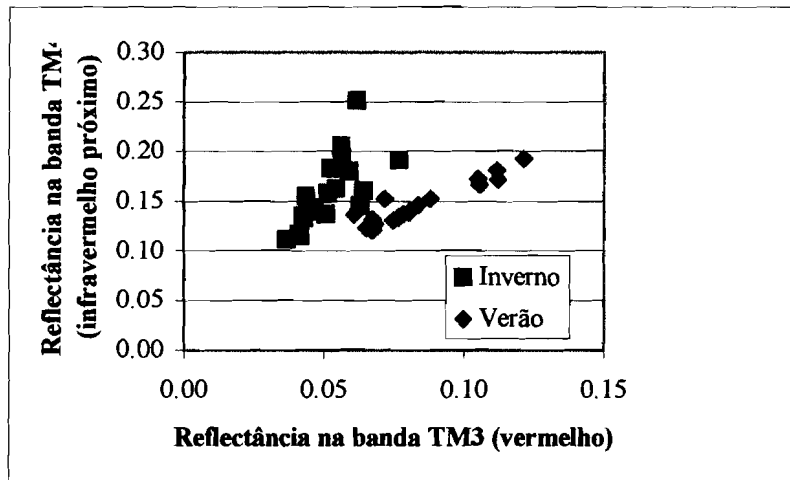


Figura 4.7 – Localização dos matos de Cistáceas no espaço espectral TM3-TM4.

## 4.4 - Discussão

### 4.4.1 - Descrição

Convém voltar a referir, nesta altura, o facto das imagens dos vários radiómetros diferirem quanto ao nível de pré-processamento. À primeira vista este facto seria negativo para o presente trabalho. No entanto, pensamos que esta diferença poderá ser útil pois, ao pretender-se, por exemplo, realizar um estudo multi-temporal nem sempre estarão disponíveis imagens com o mesmo nível de processamento.

As imagens do VNIR e do HRV foram obtidas praticamente à mesma hora (apenas 7 minutos de diferença), cerca de uma hora mais tarde do que a imagem do TM. Embora haja diferenças entre a imagem do TM e as imagens dos outros dois radiómetros, resultantes da diferença no ângulo de elevação solar, não se considerou essencial uma normalização em função deste parâmetro.



#### 4.4.2 - Correção geométrica

O erro quadrado médio do processo de georeferenciação foi de 33 metros para as imagens do TM, de 14 metros para as imagens do VNIR e de 24 metros para as imagens do HRV, como já foi referido. De salientar que estes erros correspondem a uma distância inferior ao tamanho do pixel no caso do VNIR (0.7) e a uma distância ligeiramente superior no caso do TM (1.1) e do HRV (1.2), o que se pode considerar aceitável, para os fins pretendidos, dado que os locais de amostragem se situam no interior de zonas relativamente extensas, isto é, que ocupam uma área várias vezes superior ao tamanho do pixel das imagens.

#### 4.4.3 – Análise e comparação radiométrica

##### 4.4.3.1 – Análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores de brilho

Da análise dos histogramas e da variação dinâmica dos valores da intensidade de brilho podemos concluir que deve ter, sem dúvida, ocorrido um erro de calibração do VNIR. De facto, os valores de brilho deste radiómetro são anormalmente elevados em relação aos valores do HRV e do TM e, além disso, há um problema de saturação dos valores, especialmente no que diz respeito à área agrícola.

##### 4.4.3.2 - Localização dos pontos de amostragem no espaço espectral

Como foi referido, em relação ao HRV o par de bandas HRV2 (vermelho) - HRV3 (infravermelho próximo) é aquele que possibilita uma maior distinção dos diversos biótopos, seguindo-se o par HRV1 (verde) - HRV3 (infravermelho próximo) e, finalmente, o par de bandas HRV1 (verde) - HRV2 (vermelho).

Este resultado é semelhante ao obtido por Graetz e Gentle (1982) ao estudarem a separabilidade dos diferentes componentes de paisagens semi-áridas do continente australiano (arbustos, plantas anuais, manta morta, solo a nu, solo a nu erodido) no espaço espectral do “Multispectral Scanner” (MSS). De facto, segundo estes autores, a combinação MSS5 (vermelho)-MSS7 (infravermelho próximo) foi aquela que permitiu a melhor individualização dos diferentes componentes, seguindo-se o par

MSS4 (verde)-MSS7 (infravermelho próximo), depois o par MSS5 (vermelho)-MSS6 (infravermelho próximo) e finalmente o par MSS4 (verde)-MSS5 (infravermelho próximo). A posição relativa, no espaço espectral, dos pontos de solo a nu e de arbustos é semelhante à obtida no nosso estudo, ou seja, os solos são muito mais brilhantes do que os arbustos, em qualquer banda espectral. Este resultado não é comum para a vegetação activa, que geralmente apresenta valores mais elevados da radiância do que os solos, no infravermelho próximo.

No que diz respeito ao VNIR verifica-se que, na banda do vermelho (VNIR4) os valores da intensidade de brilho referentes aos restolhos, solos a nu e a um dos pontos de pousio e, na banda do infravermelho próximo (VNIR5), os valores da intensidade de brilho referentes aos restolhos encontram-se no limite superior da resolução do sensor. Relembre-se que a resolução radiométrica do VNIR é de apenas 64 níveis de cinzento (6 bits), mas as imagens comercializadas são re-escaladas para 255 níveis. Ou seja, parece ter havido uma saturação nítida deste radiómetro para o caso dos restolhos e solos a nu e um pouco no caso dos pousios. Deste modo, a discriminação espectral dos diversos biótopos no VNIR é baixa, causada pela confusão espectral referida. Como a saturação não parece afectar os pontos de amostragem de matos de Cistáceas, pensamos que será válida a manipulação dos valores da intensidade de brilho referentes a este biótopo.

Em relação às combinações de pares de bandas espectrais comuns ao TM e ao HRV (exclui-se desta análise o VNIR, uma vez que há saturação dos valores da intensidade de brilho) conclui-se que o par vermelho - infravermelho próximo é aquele que permite uma melhor individualização dos biótopos, seguindo-se a combinação verde - infravermelho próximo e, finalmente, a associação das bandas verde - vermelho. Este resultado parece fazer sentido, uma vez que a combinação de bandas provenientes de regiões distintas do espectro electromagnético, onde os fenómenos responsáveis pela interacção entre a radiação solar e a vegetação são diferentes, permitirá uma maior individualização dos vários biótopos, em relação a combinações de bandas espectrais da mesma região do espectro, onde os referidos fenómenos são idênticos.

#### 4.4.4 - Correlação entre bandas espectrais

Como foi referido, os resultados das correlações estabelecidas entre os valores da intensidade de brilho das 19 comunidades de Cistáceas nas diferentes combinações de pares de bandas do TM, imagem de Inverno, apresentam o seguinte padrão (Tabela 4.15): coeficientes de correlação elevados para as 3 bandas do visível entre si (0.92-0.97), entre as 2 bandas do infravermelho médio (0.97) e ligeiramente inferiores entre as bandas do visível e as do infravermelho médio (0.90-0.95); coeficientes de correlação mais baixos quer entre a banda do infravermelho próximo e as bandas do visível (0.70-0.82) quer entre a banda do infravermelho próximo e as do infravermelho médio (0.66-0.78). Estes resultados são perfeitamente compreensíveis se interpretados à luz do comportamento espectral típico das plantas fisiologicamente activas.

Assim, os coeficientes respeitantes às correlações das bandas do visível entre si são semelhantes e elevados, pois nesta região do espectro electromagnético a resposta da vegetação é essencialmente função da absorção da radiação incidente pelos pigmentos fotossintéticos. O comportamento espectral da vegetação na região do infravermelho médio depende sobretudo da presença de água nos tecidos foliares, daí a elevada correlação entre as duas bandas do TM (TM5 e TM7) situadas nesta região do espectro electromagnético. Tem-se verificado que a absorção da radiação solar pelos pigmentos fotossintéticos está fortemente correlacionada com o teor de água presente nos tecidos foliares, compreendendo-se então as correlações elevadas entre as bandas do visível e as do infravermelho médio (0.90-0.95).

A banda do infravermelho próximo encontra-se fracamente correlacionada com qualquer das restantes (0.66-0.82), pois os fenómenos responsáveis pelo comportamento da vegetação nesta região espectral são únicos, devendo-se sobretudo à estrutura interna das folhas.

As baixas correlações entre as bandas do visível e a do infravermelho próximo explicam-se, pois no Inverno, as copas encontram-se com o número máximo de folhas, dispostas em várias camadas, facto que permite a retro-difusão da radiação solar do infravermelho próximo e faz aumentar a reflectância nesta região espectral,

enquanto que o seu efeito praticamente não se faz sentir no visível, uma vez que a maior parte da radiação incidente desta região espectral é absorvida pela parte exterior da copa (Satterwhite e Henley, 1987).

Estes resultados são semelhantes aos de outros autores. Por exemplo, Satterwhite e Henley (1987) obtiveram, no estudo da vegetação de zonas áridas, coeficientes de correlação entre as bandas do visível muito semelhantes aos do presente estudo (0.95-0.96), sendo, no entanto, os coeficientes entre as bandas do visível e a do infravermelho próximo, muito mais baixos aos por nós encontrados (0.01-0.2).

Manière et al. (1990), ao correlacionarem as bandas espectrais do TM de uma imagem da região mediterrânica, obtiveram os seguintes resultados para o coeficiente de correlação: valores muito elevados entre as bandas do visível entre si e entre as duas bandas do infravermelho médio entre si; valores inferiores ou apenas ligeiramente inferiores aos referidos entre as bandas do visível e as do infravermelho médio; finalmente, valores muito mais baixos quer entre as bandas do visível e as do infravermelho próximo quer entre esta e as bandas do infravermelho médio. Idêntico padrão foi obtido por Jakubauskas (1996) ao analisar a relação entre a resposta espectral e parâmetros bióticos de povoamentos florestais de pinheiros em Yellowstone.

No que diz respeito ao Verão, o padrão dos valores do coeficiente de correlação de Pearson entre bandas espectrais é completamente diferente do acabado de descrever. Como já foi referido, nesta estação do ano os coeficientes são elevados e muito semelhantes para todas as combinações de pares de bandas espectrais quer do TM (Tabela 4.12), do HRV (Tabela 4.13) ou do VNIR (Tabela 4.14). Este facto leva-nos a admitir a hipótese de que, durante a estação seca, o comportamento espectral das comunidades em estudo seja devido a fenómenos diferentes daqueles que regem a resposta da vegetação fotossinteticamente activa. Avançamos a hipótese de dever-se à influência de um mesmo fenómeno, pois os valores do coeficiente de correlação são sempre elevados e muito semelhantes. De salientar, em relação ao VNIR, como já foi referido, que a saturação parece não afectar o biótopo matos, pois os coeficientes de correlação são muito semelhantes aos do HRV e do TM.

#### 4.4.5 - Correção radiométrica

De referir que, devido à ausência de qualquer correção atmosférica, os valores da reflectância na banda do azul (TM1) são anormalmente elevados, facto que se deve à difusão da radiação da zona espectral do azul pela atmosfera.

#### 4.4.6 - Comparação do padrão de localização espectral Verão-Inverno

A distribuição dos valores de reflectância dos diferentes biótopos no espaço espectral TM3 (vermelho) - TM4 (infravermelho próximo) apresenta um padrão com forma semelhante a um triângulo, sendo semelhante ao descrito por vários autores. Os restolhos ocupam um dos vértices, os campos de golfe o outro e o terceiro vértice é definido pela transição entre matos de Cistáceas e os matos esclerófilos de maior valor de fitomassa/grau de cobertura.

## **5 - ASSINATURAS ESPECTRAIS**

Neste capítulo faz-se, em primeiro lugar, uma caracterização do comportamento espectral da vegetação. Em seguida descreve-se a metodologia utilizada na análise da informação radiométrica, depois apresentam-se os resultados obtidos e finalmente procede-se a uma discussão.

### **5.1 - Introdução**

As técnicas de detecção remota tentam inferir características dos objectos a partir de modificações ocorridas nas propriedades da energia electromagnética resultantes da sua interacção com esses objectos. Todos os corpos da superfície terrestre reflectem a radiação proveniente do sol e emitem, eles próprios, energia, dependendo a intensidade e composição espectral da radiação reflectida/emitida das propriedades físicas e químicas de cada corpo. A eficiente utilização da informação obtida por radiómetros, ou seja, a interpretação inequívoca das imagens de satélite, exige o conhecimento prévio das propriedades espectrais dos diferentes constituintes da superfície da Terra bem como da sua variação em função de factores externos. As características espectrais das espécies agrícolas, florestais, da vegetação natural, em suma, das diferentes espécies vegetais têm de ser conhecidas para uma estimativa rigorosa de parâmetros biofísicos como a biomassa e a produtividade.

Os valores da reflectância de qualquer objecto nas diferentes regiões do espectro electromagnético permitem a elaboração da curva de reflectância espectral ou assinatura espectral desse objecto. As assinaturas espectrais fornecem indicações importantes sobre os objectos na medida em que traduzem a interacção da radiação solar com o objecto em causa, como já foi referido. Por isso, os diferentes constituintes da superfície terrestre possuem curvas de reflectância com uma configuração típica (Fonseca, 1998).

### **5.2 - Propriedades espectrais da vegetação**

A vegetação fisiologicamente activa apresenta uma assinatura espectral singular, bastante mais complexa do que a de outros materiais da superfície da Terra. Por

exemplo, a curva de reflectância dos solos é geralmente simples: a reflectância cresce monotonicamente em função do comprimento de onda na região espectral do visível e do infravermelho próximo; na região do infravermelho médio a resposta dos solos é mais variável, ocorrendo mínimos para os valores da reflectância situados nos 1.4  $\mu\text{m}$ , 1.9  $\mu\text{m}$  e 2.7  $\mu\text{m}$ , devidos à absorção da radiação solar pela água contida no solo. Em solos muito secos e arenosos estas bandas praticamente não se notam (Satterwhite e Henley, 1987; Richards, 1993).

As plantas possuem, no geral, uma estrutura complexa, sendo constituídas por várias camadas de folhas sobrepostas segundo geometrias diversas e por outras estruturas além das folhas, nomeadamente pelos troncos e ramos (que podem chegar a constituir uma fracção importante da fitomassa total) e, ainda, por estruturas reprodutoras (Curran, 1983b; Curran e Milton, 1983). A interacção entre a radiação solar e a copa das plantas determina a quantidade de energia radiante que é absorvida, reflectida ou transmitida pelas plantas e, portanto, a fracção disponível para os processos da fotossíntese e da evapotranspiração. No entanto, o comportamento espectral da vegetação vigorosa é, essencialmente, função das propriedades espectrais das folhas (Daughtry e Walthall, 1998) que a seguir se descrevem. A resposta das folhas verdes é caracterizada por baixa reflectância na região do visível (0.4-0.7  $\mu\text{m}$ ), elevada reflectância na região do infravermelho próximo (0.7-1.3  $\mu\text{m}$ ) e uma diminuição progressiva da reflectância no infravermelho médio (1.3-2.5  $\mu\text{m}$ ), interrompida por decréscimos abruptos, resultantes da absorção da radiação incidente pela água presente nos tecidos foliares (Hoffer, 1978; Leamer *et al.*, 1978; Richards, 1993).

O factor dominante que controla a reflectância do coberto vegetal varia consoante a região espectral (visível, infravermelho próximo ou infravermelho médio). Assim, os pigmentos fotossintéticos têm uma importância fundamental na resposta da vegetação na região espectral do visível. No infravermelho próximo esse papel deve-se, essencialmente, à estrutura interna das folhas e ao seu teor em água. Na região do infravermelho médio o comportamento espectral da vegetação é determinado, principalmente, pelo conteúdo hídrico dos tecidos foliares (Sinclair *et al.*, 1971; Hoffer, 1978; Barrett e Curtis, 1982; Boyer *et al.*, 1988).

À medida que a radiação da região espectral 0.4-2.5  $\mu\text{m}$  penetra no interior das folhas começa a experimentar fenómenos de difusão de vários tipos, como difusão de Rayleigh, difusão de Mie e difusão não selectiva. Estes fenómenos de difusão podem ocorrer tanto no interior da estrutura foliar como dentro das células. Alguns organelos celulares (os lisosomas, por ex.) e macromoléculas (tais como proteínas, lípidos e carboidratos) têm dimensão semelhante ou mesmo inferior à do comprimento de onda da radiação incidente provocando, conseqüentemente, difusão de Mie e difusão de Rayleigh. Além disso, a difusão de Rayleigh pode ser causada por pequenas diferenças entre os índices de refração dos vários constituintes celulares (protoplasma e paredes celulares, cloroplastos e protoplasma e cloroplastos e paredes celulares). Verificou-se que a maior parte da difusão de Rayleigh é devida a esta última causa. No entanto, na totalidade dos fenómenos de difusão que se verificam no interior das folhas, a difusão de Rayleigh contribui com apenas 10%. A maior percentagem dos fenómenos de difusão constituem difusão não selectiva que ocorre devido a diferenças entre os índices de refração dos vários constituintes da estrutura interna das folhas: paredes das células e espaços de ar intercelulares (Woolley, 1971; Curran e Milton, 1983; Tucker e Sellers, 1986; Bowman, 1989). Assim, vamos, em seguida, debruçar-nos com maior pormenor sobre a constiuição interna das folhas. A estrutura foliar é muito complexa: inclui a epiderme (superior e inferior) e o mesófilo. Este, diferencia-se, nas dicotiledóneas, no parênquima em paliçada e no mesófilo esponjoso (Barrett e Curtis, 1982). Uma das características mais salientes da estrutura interna das folhas é o complicado labirinto de espaços intercelulares existentes no mesófilo, sobretudo no mesófilo esponjoso. Estas cavidades, preenchidas com ar, podem atingir 50-80% do volume do mesófilo esponjoso (Woolley, 1971) e encontram-se em contacto directo com os cloroplastos, facilitando, desta forma, as trocas gasosas da fotossíntese (Myers, 1983; Tucker e Sellers, 1986).

### 5.2.1 - Região do visível

A radiação da região espectral do visível (0.4-0.7  $\mu\text{m}$ ) consegue penetrar, na quase totalidade, através da epiderme superior das folhas, uma vez que esta é praticamente transparente a esta gama de comprimentos de onda. Assim, da radiação de incidência normal que atinge uma folha apenas cerca de 2-3% é reflectida pela superfície da epiderme superior sendo a restante transmitida para o interior da folha (Tucker e



Sellers, 1986). Esta é quase totalmente absorvida, sendo a remanescente reflectida, na sua maior parte. Isto significa, portanto, que apenas uma fracção diminuta da radiação solar da região do visível é transmitida através das folhas (Hoffer, 1978; Tucker e Sellers, 1986). De facto, a radiação da gama de comprimentos de onda 0.4-0.7  $\mu\text{m}$  (radiação fotossinteticamente activa) é, praticamente, toda absorvida pelos pigmentos existentes nos cloroplastos, fornecendo, assim, a energia necessária para o processo da fotossíntese (Tucker e Sellers, 1986). Os fenómenos de difusão da radiação solar nos componentes da estrutura interna das folhas, acima descritos, têm a particularidade de aumentar o trajecto da radiação fotossinteticamente activa no interior das folhas, facilitando, desta forma, a sua absorção pelos pigmentos fotossintéticos (Tucker e Sellers, 1986).

A reflectância das folhas na região espectral do visível apresenta dois mínimos: um, perto dos 0.45  $\mu\text{m}$  (região do azul), e o outro, perto dos 0.65  $\mu\text{m}$  (região do vermelho); estes mínimos encontram-se separados por um ligeiro pico na região do verde, aproximadamente a 0.54  $\mu\text{m}$ . Os baixos valores da reflectância na região do azul e do vermelho devem-se à intensa absorção da radiação solar incidente pelos pigmentos fotossintéticos, nomeadamente pelas clorofilas. O pico de reflectância na região do verde é causado pela fraca absorção da radiação deste comprimento de onda, o que tem, como consequência, a coloração verde das folhas da maior parte das plantas. O coeficiente de absorção na região do vermelho situa-se entre os valores 40 e 90, e, toma, na região do verde, o valor 10 (Hoffer, 1978; Tucker, 1979).

Outros pigmentos importantes além das clorofilas são os carotenóides (pigmentos amarelos) e as antocianinas (pigmentos vermelhos). Os carotenóides incluem os carotenos e as xantófilas. A proporção relativa dos diversos pigmentos varia, constituindo as clorofilas geralmente 60-75%, os carotenóides 25-35% e outros pigmentos, o restante (Thomas e Gausman, 1977; Hoffer, 1978; Tucker e Sellers, 1986). Os carotenóides possuem um único pico de absorção, na região espectral do azul. A sua presença é, conseqüentemente, ocultada, na maior parte das situações, pela presença das clorofilas que também absorvem a radiação da região espectral do azul. Os processos de senescência foliar, tais como os que ocorrem no Outono, provocam a degradação das clorofilas que acabam mesmo por desaparecer. Estes fenómenos conduzem, assim, à dominância dos carotenos e das xantófilas. Conseqüentemente,

observa-se uma mudança na coloração das folhas geralmente do verde para o amarelo. Naquela estação do ano algumas espécies arbóreas produzem antocianinas em grandes quantidades, facto que concede um tom avermelhado às suas folhas (Thomas e Gausman, 1977; Hoffer, 1978; Barrett e Curtis, 1982; Curran, 1983a; Boyer *et al.*, 1988; Milton e Mouat, 1989).

Quando a vegetação se encontra sujeita a condições de tensão ambiental observa-se, muitas vezes, uma senescência foliar, que se traduz num aspecto amarelecido ou clorótico das folhas. Estas mudanças de coloração devem-se a um decréscimo da produção de clorofilas, com a consequente preponderância de outros pigmentos fotossintéticos.

### 5.2.2 - Região do infravermelho próximo

Nas curvas de reflectância das folhas verdes observa-se um aumento brusco na zona de transição do visível para o infravermelho próximo, aproximadamente entre 0.7 e 0.75  $\mu\text{m}$  (Hoffer, 1978; Boyer *et al.*, 1988). Esta variação brusca nos valores da reflectância é causada por uma mudança de efeitos: do efeito de absorção da radiação visível, pelos pigmentos fotossintéticos, para o efeito de intensa difusão da radiação na estrutura interna das folhas, associada a uma absorção mínima no infravermelho próximo. Esta zona de transição pode oscilar em direcção a maiores ou menores comprimentos de onda, devido a situações de deficiência de nutrientes (Boyer *et al.*, 1988).

A resposta da vegetação fisiologicamente activa na região espectral do infravermelho próximo (0.7-1.3  $\mu\text{m}$ ) distingue-se, assim, por uma reflectância elevada (45-50%), por uma transmitância igualmente elevada (45-50%) e, consequentemente, por uma absorvância diminuta (<5%) (Sinclair *et al.*, 1971; Hoffer, 1978; Tucker e Sellers, 1986). Nesta região espectral é a estrutura interna das folhas e o seu teor em água que basicamente controlam a resposta da vegetação (Hoffer, 1978; Barrett e Curtis, 1982). A radiação solar, ao penetrar no interior das folhas, é submetida a fenómenos de difusão múltipla ocorridos nas interfaces das paredes celulares hidratadas (índice de refacção de 1.33 a 1.50) com os espaços intercelulares cheios de ar do mesófilo esponjoso (índice de refacção 1.0). Como a página inferior das folhas constitui uma

maior barreira à transmissão da radiação do infravermelho próximo do que a página superior (Woolley, 1971; Daughtry e Walthall, 1998), a radiação volta a emergir para o exterior, preferencialmente através da superfície adaxial, compreendendo-se, assim, os elevados valores da reflectância, no infravermelho próximo.

Woolley (1971) verificou que as descontinuidades abruptas nos valores do índice refractivo provocam maior reflexão do que as mudanças graduais, para o caso de objectos não uniformes. É o caso das folhas das plantas que possuem uma estrutura interna complexa. A reflectância no infravermelho próximo também aumenta com o número de espaços intercelulares do mesófilo pois este facto permite uma maior frequência dos casos de reflexão. Tanto a alteração dos valores dos índices refractivos como o aumento do número de espaços intercelulares podem ser ocasionados por alterações nos factores ambientais (períodos de falta de água, por exemplo) ou por fenómenos naturais. À medida que as folhas se tornam "adultas" aumenta, frequentemente, a percentagem de espaços intercelulares. Por consequência, observa-se um aumento da reflectância no infravermelho próximo (cerca de 15%) (Sinclair *et al.*, 1971; Barrett e Curtis, 1982; Everitt e Nixon, 1986; Tucker e Sellers, 1986).

Verificam-se, por vezes, diferenças relevantes nos valores da reflectância, no infravermelho próximo, entre espécies diferentes, devido a dissimilaridades na estrutura interna das suas folhas (Hoffer, 1978). As coníferas, por exemplo, apresentam uma reflectância inferior à das folhosas, decorrentes das diferenças na morfologia foliar (Karaska *et al.*, 1986).

Não parece haver um padrão definido quanto à influência que a perda de água das folhas provoca na reflectância no infravermelho próximo da vegetação. Em algumas espécies a desidratação foliar provoca um aumento noutras uma diminuição da quantidade de radiação solar reflectida. Isto pode dever-se ao facto das várias espécies vegetais responderem de maneira diferente à perda de água. Em algumas espécies verificam-se alterações profundas, podendo mesmo ocorrer o colapso da estrutura interna das folhas (Sinclair *et al.*, 1971; Everitt e Nixon, 1986). Noutras espécies essas alterações não são tão acentuadas (Everitt e Nixon, 1986). É o caso, por exemplo, das folhas das plantas esclerófilas que, devido à presença de tecidos especiais e de uma

cutícula espessa, não sofrem uma alteração na morfologia tão profunda como as folhas de outras espécies.

Segundo alguns autores, a senescência foliar, bem como a perda das funções das folhas devido a doenças ou a tensões ambientais, caracterizam-se por uma diminuição da reflectância no infravermelho próximo. Por esta razão, os radiómetros sensíveis à radiação desta região espectral serão particularmente úteis para a detecção de doenças das plantas bem como de situações de tensão (Barrett e Curtis, 1982; Everitt e Nixon, 1986). No entanto, Curran (1983b, 1983a) e Gross *et al.* (1986) têm a opinião de que o fenómeno de senescência da fitomassa não implica a diminuição, de uma forma significativa, da reflectância no infravermelho próximo.

Quando a radiação solar interacciona com uma copa formada por várias camadas de folhas verifica-se um aumento da reflectância no infravermelho próximo (até 85%), em comparação com a reflectância proveniente de uma copa formada por uma só camada de folhas. Isto significa que o sinal total da copa se deve à adição do sinal espectral proveniente das várias camadas de folhas que constituem a copa. Este fenómeno explica-se pelo facto dos mecanismos de difusão da radiação solar favorecerem a retro-difusão em relação à difusão frontal (Hoffer, 1978; Leamer *et al.*, 1978; Tucker, 1979; Tucker e Sellers, 1986).

Nas curvas de reflectância da vegetação nota-se, na região do infravermelho próximo, duas depressões, pouco pronunciadas, no entanto, nos 0.96 e 1.1  $\mu\text{m}$ , devidas à absorção da radiação solar pela água presente nas folhas (Hoffer, 1978).

### 5.2.3 - Região do infravermelho médio

A maior percentagem da radiação da região espectral do infravermelho médio (1.3-2.5  $\mu\text{m}$ ) que atinge as folhas verdes é absorvida, sendo a restante reflectida. A resposta da vegetação fotossinteticamente activa nesta zona do espectro é, essencialmente, função do teor de água nos tecidos foliares e, em menor grau, da estrutura interna das folhas (Hoffer 1978; Barrett e Curtis, 1982; Tucker e Sellers, 1986; Gao e Goetz, 1994). De facto, a água é um importante componente das folhas, podendo chegar a atingir 90% do seu peso fresco (Tucker e Sellers, 1986; Gao e Goetz, 1994).

Nas curvas de reflectância da vegetação existem cinco depressões, nos 2.7, 1.9 e 1.4  $\mu\text{m}$  (região do infravermelho médio) e as já referidas no infravermelho próximo, nos 1.1 e 0.96  $\mu\text{m}$  (Sinclair *et al.*, 1971; Hoffer, 1978). Estas depressões (bandas de absorção) devem-se à presença de água nas folhas. A banda de absorção nos 2.7  $\mu\text{m}$  é a mais saliente, sendo as bandas restantes sucessivamente menos pronunciadas do que aquela. Entre as bandas de absorção observam-se dois picos de reflectância, nos 1.6 e 2.2  $\mu\text{m}$  (Hoffer 1978).

A absorção da radiação da zona espectral do infravermelho médio pela vegetação é função da quantidade total de água presente nos tecidos foliares, como já foi referido. O teor em água depende, por sua vez, da espessura das folhas. À medida que a percentagem de água nos tecidos foliares diminui a reflectância nesta região do espectro aumenta acentuadamente.

#### 5.2.4 - Influência de outros componentes

A assinatura espectral das plantas, embora exiba o mesmo padrão geral, é distinta da assinatura das folhas individuais, geralmente com valores inferiores da reflectância. Com efeito, as plantas, além das folhas, possuem outras componentes tais como troncos, ramos, flores e frutos, caracterizadas por uma resposta espectral diferente da resposta foliar. Por exemplo, a curva de reflectância dos troncos e ramos é simples e cresce de modo uniforme em função do comprimento de onda. Além disso, a copa não é uma mera junção de componentes foliares e lenhosos, mas tem uma arquitectura própria, com um comportamento espectral típico. Se há uma alteração a nível da estrutura do copado verifica-se, conseqüentemente, uma mudança no sinal espectral da vegetação (Bowman, 1989; Leamer *et al.*, 1978).

A interacção entre a radiação solar e a copa das plantas determina a formação de sombras, que influem sobre o comportamento espectral das comunidades vegetais (Leamer *et al.*, 1978). A natureza do substrato em que as plantas se encontram é ainda um factor muito importante a ter em consideração, uma vez que as suas propriedades espectrais influenciam, por vezes, de forma decisiva, o sinal das fitocenoses.

Finalmente, há a considerar a influência da atmosfera, a geometria sol-alvo-sensor, a exposição e o declive do terreno, pois estes factores afectam, também, a qualidade e quantidade de radiação solar reflectida pelas formações vegetais (Bowman, 1989; Daughtry e Walthall, 1998).

Pelo que foi dito torna-se evidente que a assinatura espectral da vegetação varia em função do seu estado fisiológico, que depende, é óbvio, das condições ambientais. As propriedades espectrais da vegetação têm sido usadas, desde há quase três décadas, para avaliar características não só quantitativas mas também qualitativas do coberto vegetal (Qi *et al.*, 1994).

### 5.3 - Metodologia

As curvas de reflectância espectral dos diferentes biótopos estudados (pousios, restolhos, solos a nu e matos de Cistáceas) foram elaboradas com base nos valores da reflectância. Como não foi possível, para o VNIR, a conversão dos valores da intensidade de brilho em reflectâncias, apresentam-se apenas as assinaturas espectrais referentes ao TM e ao HRV. O número de bandas do TM (6, neste caso, pois não foi estudado o infravermelho termal) é superior ao do HRV (3), pelo que as curvas de reflectância espectral apresentadas são mais complexas para o TM. Não comentaremos os resultados em relação à banda do azul (TM1) pois, como não foi efectuada nenhuma correcção atmosférica, os valores da reflectância relativos a esta banda estarão muito alterados.

Em relação aos matos de Cistáceas apresentam-se as assinaturas espectrais de Verão e de Inverno (radiómetro TM) pois pretende-se estudar a fenologia espectral destas comunidades, isto é, a alteração no seu comportamento espectral em estações distintas do ano. Assim, para cada banda espectral foram confrontadas as curvas de reflectância relativas à estação seca e à estação húmida.

Seguidamente, comparou-se a resposta espectral de diferentes tipos de comunidades vegetais e ainda a resposta de solos a nu. Foi utilizada, neste caso, a média dos valores de reflectância dos 3 matos de Cistáceas de maior grau de cobertura, a média dos valores de reflectância de 4 matos esclerófilos, a média dos valores de reflectância de

4 locais de amostragem correspondentes a solo a nu e finalmente a média dos valores de reflectância de 3 campos de golfe. O comportamento espectral dos matos de Cistáceas e dos matos esclerófilos foi analisado pormenorizadamente.

## **5.4 - Resultados**

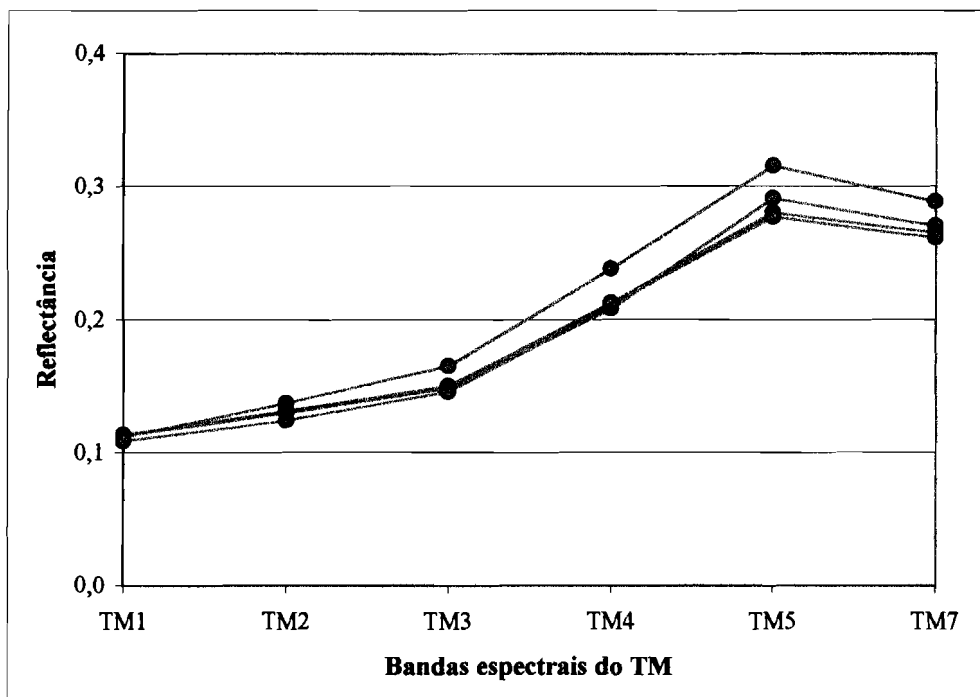
### **5.4.1 - Solos**

Podem ser observadas, na Figura 5.1a, as assinaturas espectrais dos 4 locais de amostragem que correspondem a solos a nu na estação seca, relativas ao TM. Verifica-se que a reflectância aumenta regularmente desde a banda do verde (TM2) até à banda TM5, diminuindo ligeiramente na banda TM7. O aumento mais acentuado verifica-se na transição da banda do vermelho (TM3) para a banda do infravermelho próximo (TM4).

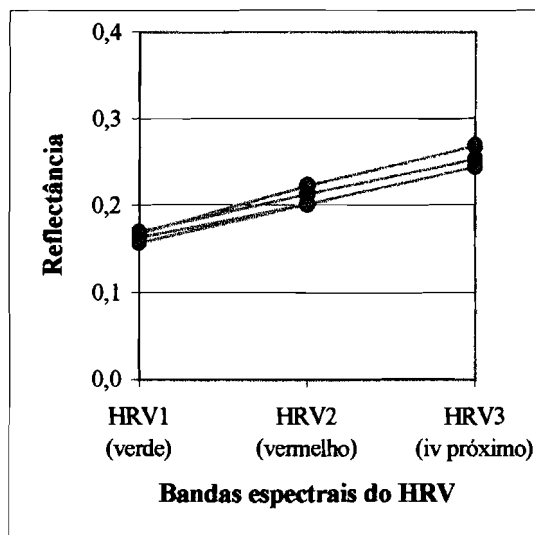
A assinatura espectral dos mesmos locais de solos a nu, no HRV, apresenta-se na Figura 5.1b, podendo constatar-se que a reflectância aumenta com o comprimento de onda, tal como acontecia com o TM. Verifica-se, no entanto, que não há um aumento tão acentuado na transição dos valores entre o vermelho (HRV2) e o infravermelho próximo (HRV3).

### **5.4.2 - Pousios**

Na Figura 5.2a podem ser analisadas as assinaturas espectrais dos 5 locais de amostragem de pousios, referentes ao TM. O padrão das curvas de reflectância é muito idêntico aquele descrito para os solos. Assim, a reflectância cresce em função do comprimento de onda, até à banda TM5, notando-se, da mesma forma, um aumento mais nítido entre a banda do vermelho (TM3) e a do infravermelho próximo (TM4). O decréscimo entre os valores da reflectância na banda TM5 e na TM7 é bastante mais acentuado do que para o caso dos solos.



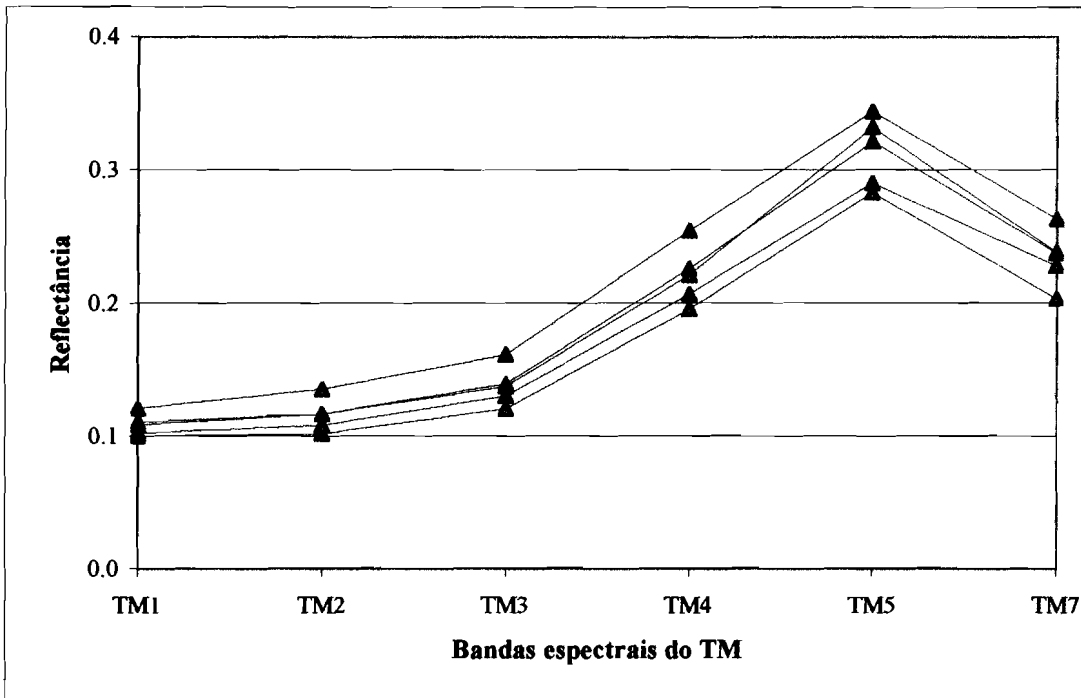
(a)



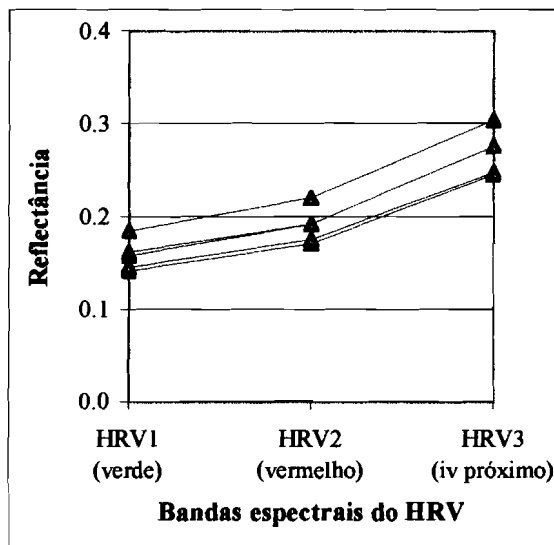
(b)

Figura 5.1 – Assinaturas espectrais dos 4 locais de amostragem de solo a nu: (a) TM e (b) HRV.





(a)



(b)

Figura 5.2 – Assinaturas espectrais dos 5 locais de amostragem de pousios:  
(a) TM e (b) HRV.

Pode verificar-se, pela observação da Figura 5.2b, que a assinatura espectral dos pousios no HRV é muito semelhante à dos solos, apresentando, no entanto, um aumento mais evidente nos valores da reflectância na transição da banda do vermelho (HRV2) para a do infravermelho próximo (HRV3).

#### 5.4.3 - Restolhos

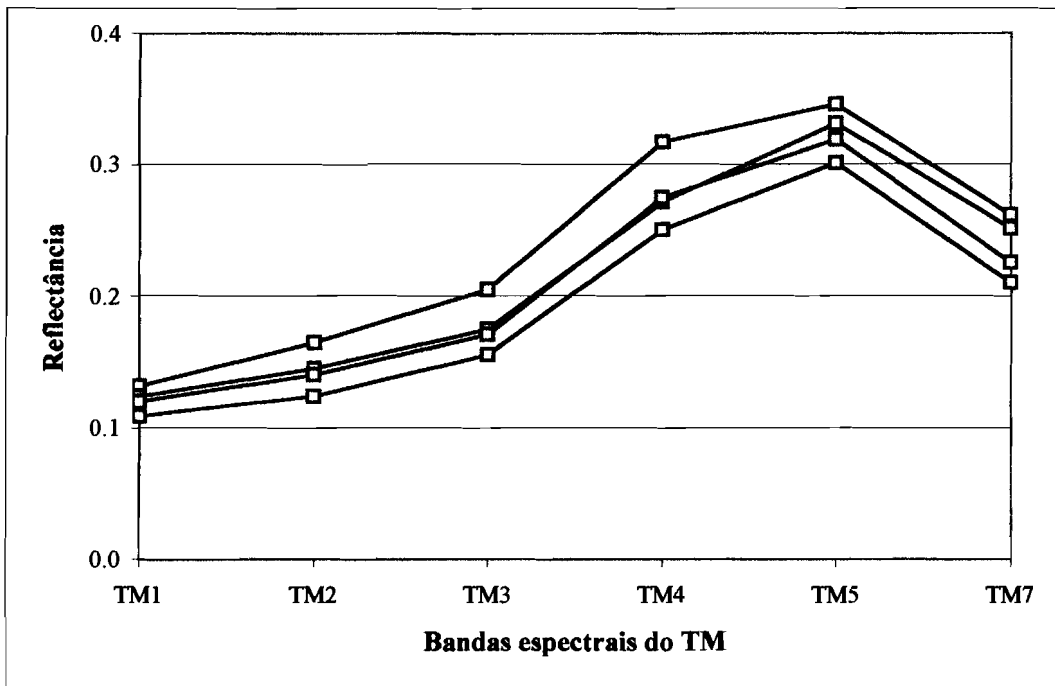
A assinatura espectral, no TM, dos 4 locais que correspondem a restolhos (Figura 5.3a) assemelha-se à dos pousios, diferindo apenas pelo facto de não haver um aumento tão acentuado nos valores da reflectância entre o infravermelho próximo (TM4) e a banda TM5.

A Figura 5.3b apresenta as curvas de reflectância espectral dos restolhos no HRV, verificando-se que são muito semelhantes às dos pousios.

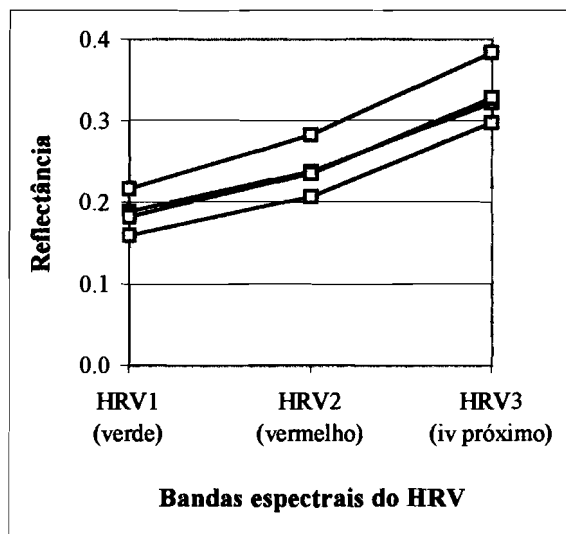
#### 5.4.4 - Matos de Cistáceas

Os espectros de reflectância dos 19 locais de amostragem de matos de Cistáceas, no TM (imagem de Verão), podem ser observados na Figura 5.4a. Verifica-se que: os valores da reflectância no vermelho (TM3) são relativamente elevados, não havendo uma diferença significativa em relação aos valores da banda do verde (TM2); a diferença entre os valores da reflectância na banda do vermelho (TM3) e na do infravermelho próximo (TM4) não é muito acentuada; finalmente, a reflectância na banda TM5 é bastante mais elevada do que na banda do infravermelho próximo. No infravermelho médio (TM5 e TM7) nota-se uma maior separabilidade entre as várias comunidades de Cistáceas.

Na Figura 5.4b podem ser observadas as assinaturas espectrais dos matos de Cistáceas no HRV. Verifica-se, tal como no caso do TM, que a reflectância no vermelho (HRV2) apresenta valores relativamente elevados e no infravermelho próximo valores baixos, pelo que não há uma diferença muito marcada entre a reflectância nestas duas bandas espectrais.

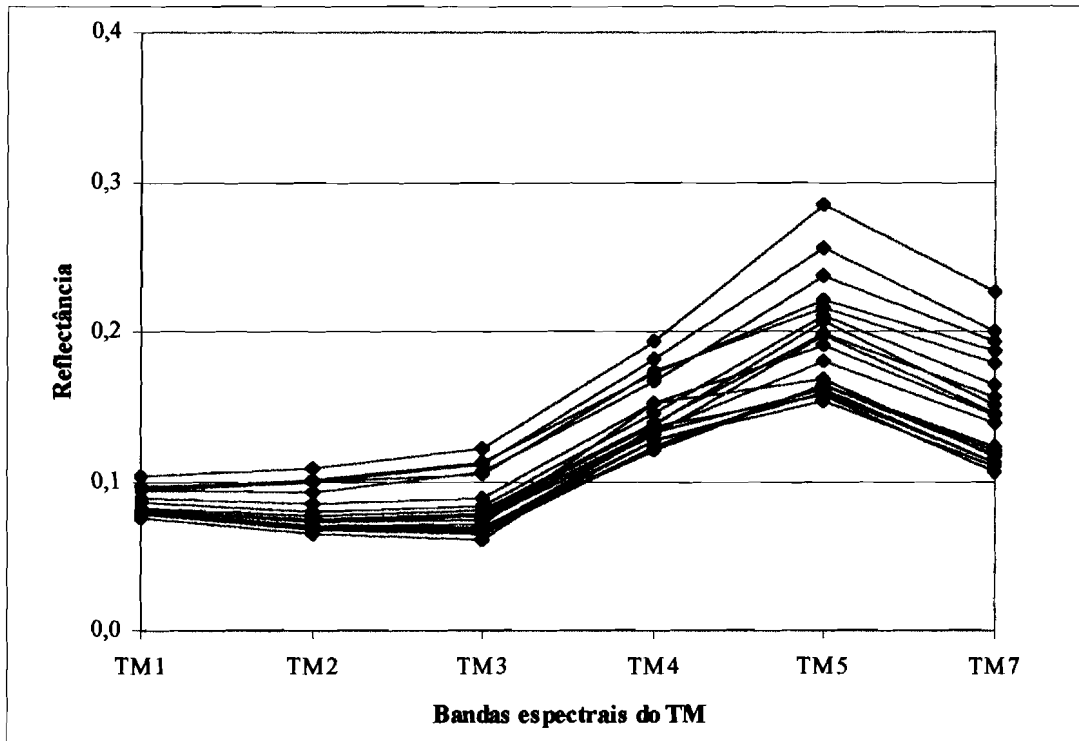


(a)

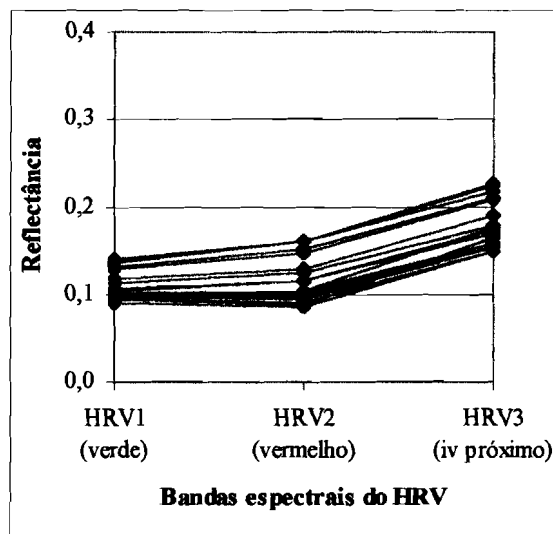


(b)

Figura 5.3 – Assinaturas espectrais dos 4 locais de amostragem de restolhos:  
(a) TM e (b) HRV.



(a)



(b)

Figura 5.4 – Assinaturas espectrais dos 19 locais de amostragem de matos:  
(a) TM e (b) HRV.

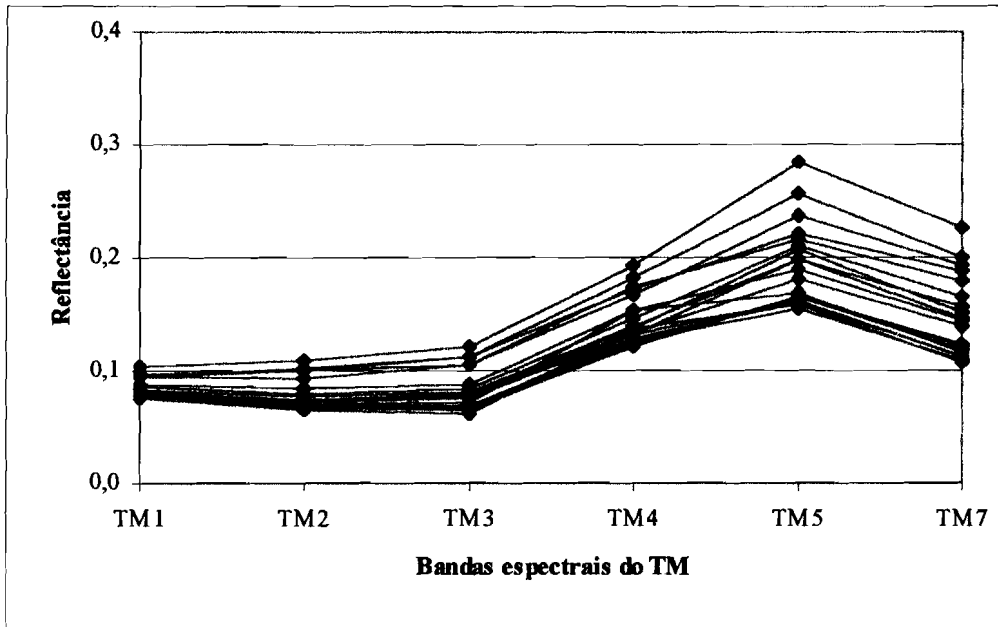
Comparando a informação dos dois radiômetros em relação, é claro, às bandas das regiões espectrais comuns, pode dizer-se, de uma maneira geral, que o padrão das curvas de reflectância é semelhante, apresentando, no entanto, o HRV valores de reflectância sempre superiores, embora ligeiramente, aos do TM.

Na Figura 5.5a apresentam-se as curvas de reflectância espectral dos matos de Cistáceas no Inverno e na Figura 5.5b as curvas referentes ao Verão, podendo notar-se que são distintas. No Inverno os valores da reflectância no vermelho são significativamente mais baixos do que no verde; os valores no infravermelho próximo são substancialmente mais elevados do que no vermelho; os valores da reflectância no infravermelho médio são mais baixos do que no infravermelho próximo.

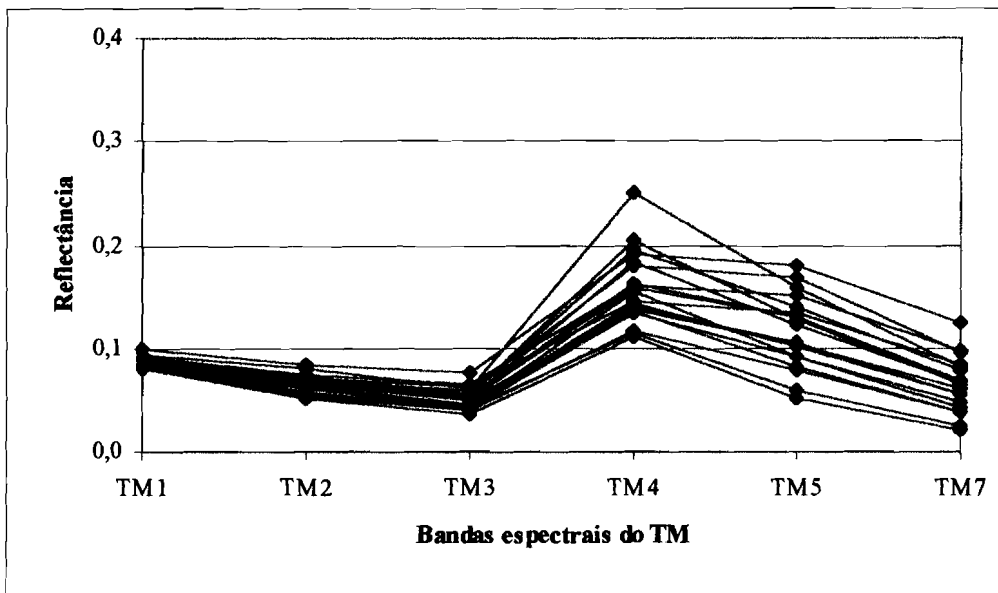
Como os matos de Cistáceas são em número elevado torna-se difícil a comparação entre todos ao mesmo tempo. Assim, foram constituídos três grupos, de acordo com o grau de cobertura: um, constituído por 4 pontos (V, VI, XVIII e XX), com grau de cobertura baixo (14%-18%); outro grupo constituído por 5 pontos (III, IV, XIV, XVI e XXII), com valores intermédios do grau de cobertura (55%-56%) e finalmente outro grupo constituído por 3 pontos (X, XII e XIII), com valores elevados do grau de cobertura (87%-94%). Foi, em seguida, calculada a média dos valores de reflectância para cada grupo e para cada banda espectral, apresentando-se, na Figura 5.6, as curvas de reflectância. Pode observar-se que, quanto menor o grau de cobertura, maiores os valores da reflectância, para todas as bandas espectrais.

#### 5.4.5 - Fenologia espectral dos matos de Cistáceas

Os valores da reflectância de Verão e de Inverno foram confrontados, banda a banda, para as comunidades de Cistáceas. Atente-se que, nas figuras seguintes, estas comunidades encontram-se dispostas, ao longo do eixo das abcissas, segundo valores crescentes do grau de cobertura.



(a)



(b)

Figura 5.5 – Assinaturas espectrais dos 19 locais de amostragem de matos de Cistáceas no TM: (a) Verão e (b) Inverno.

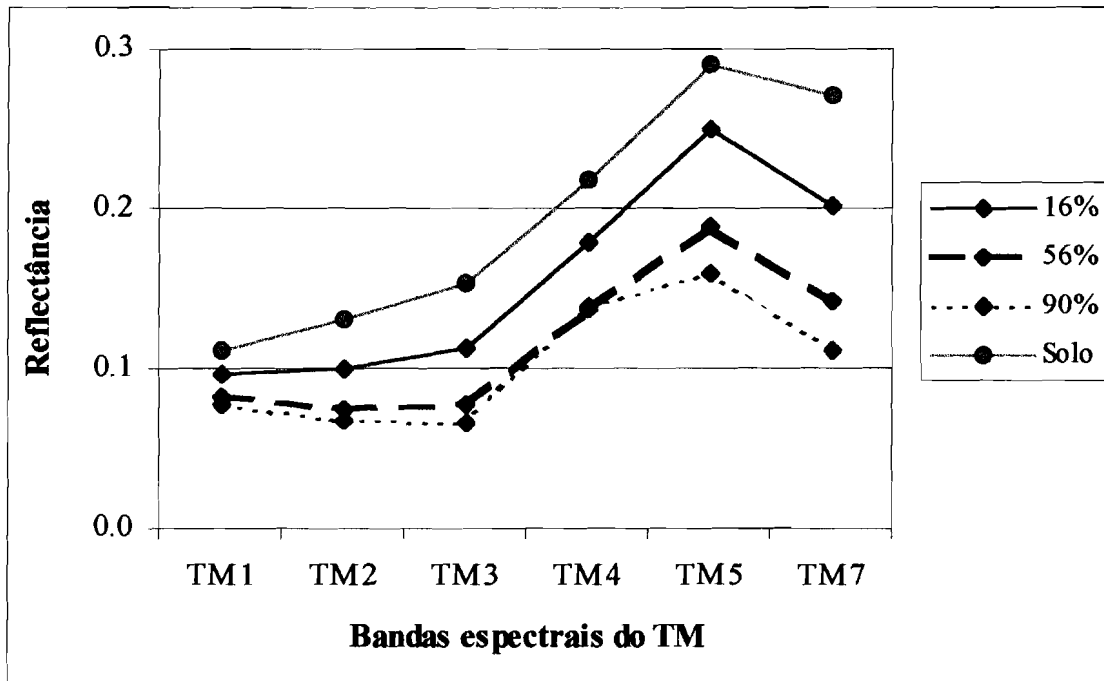


Figura 5.6 – Assinaturas espectrais de várias classes de grau de cobertura dos matos de Cistáceas no TM.

#### 5.4.5.1 – Visível

Apresentam-se, na Figura 5.7, os valores da reflectância respeitantes à banda TM1 (azul) de Verão e de Inverno das comunidades de Cistáceas.

Na Figura 5.8 apresenta-se a comparação, para a banda do verde (TM2), dos valores de reflectância no Verão e no Inverno, podendo verificar-se que, no geral, os valores da reflectância são superiores na estação seca. As comunidades de menor biomassa (VI, XX, XVII e V) são as que apresentam uma maior diferença entre os valores da reflectância nas duas estações.

Pela observação da Figura 5.9 constata-se que os valores da reflectância na banda do vermelho (TM3) são mais elevados no Verão do que Inverno, para todos os matos de Cistáceas. Tal como acontecia com a banda do verde, as comunidades de menor biomassa (VI, XX, XVII e V) são aquelas para as quais se verifica uma maior diferença entre os valores da reflectância de Verão e de Inverno.

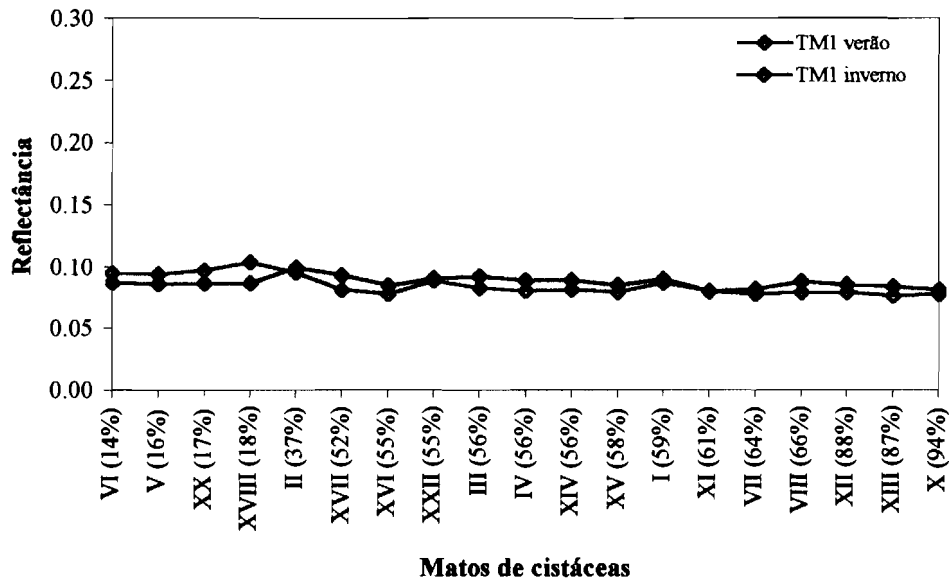


Figura 5.7 – Valores da reflectância na banda espectral TM1 (azul) no Verão e no Inverno.

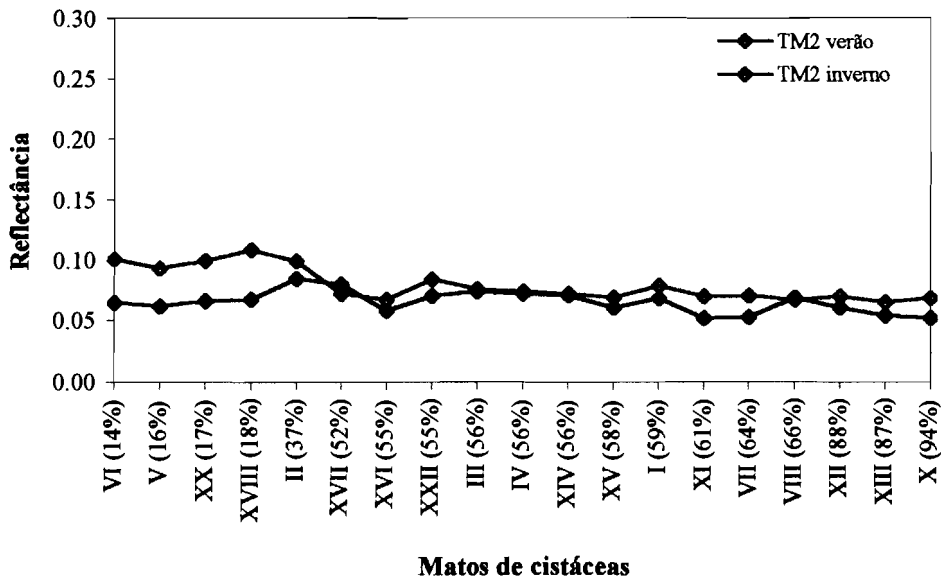


Figura 5.8 – Valores da reflectância na banda espectral TM2 (verde) no Verão e no Inverno.



#### 5.4.5.2 - Infravermelho próximo

Em relação ao infravermelho próximo não há um padrão definido quanto à variação dos valores da reflectância em função da estação do ano, como se pode observar na Figura 5.10. Assim, no Verão, a reflectância é superior em relação ao Inverno para as comunidades de menor biomassa, é, no geral, inferior para as comunidades de Cistáceas de valores intermédios de biomassa e volta a tomar valores superiores, (embora ligeiramente superiores apenas) no caso das comunidades de biomassa superior.

#### 5.4.5.3 - Infravermelho médio

Nas Figuras 5.11 e 5.12 pode observar-se que os valores da reflectância no Verão são superiores em relação aos valores de Inverno no caso do TM5 e TM7. As comunidades de menor biomassa são as que possuem uma maior diferença nos valores da reflectância nas duas estações.

#### 5.4.6 Comportamento espectral Cistáceas-esclerófilas

Como foi referido na metodologia, comparou-se a resposta espectral das comunidades de Cistáceas durante duas estações distintas do ano, bem como a resposta de outros biótopos que ocorrem na mesma região. Assim, pode observar-se, na Figura 5.13, o comportamento espectral, durante o Verão, de comunidades de Cistáceas com grau de cobertura de cerca de 100%, de vegetação mediterrânica esclerófila, de solos a nu e de campos de golfe. Da mesma forma, apresenta-se, na Figura 5.14, o comportamento espectral dos mesmos biótopos (excepto os pontos de solo a nu) durante o Inverno.

Verifica-se que o comportamento espectral das comunidades de Cistáceas durante o Verão é marcadamente diferente do comportamento dos campos de golfe bem como do das comunidades mediterrânicas esclerófilas. Observa-se uma semelhança entre o padrão da resposta espectral dos campos de golfe e dos matos mediterrânicos esclerófilos, apesar dos valores da reflectância dos campos de golfe serem bastante mais elevados nas bandas do infravermelho médio (TM5 e TM7) e, especialmente, no infravermelho próximo (TM4). Assim, quer os campos de golfe quer as comunidades

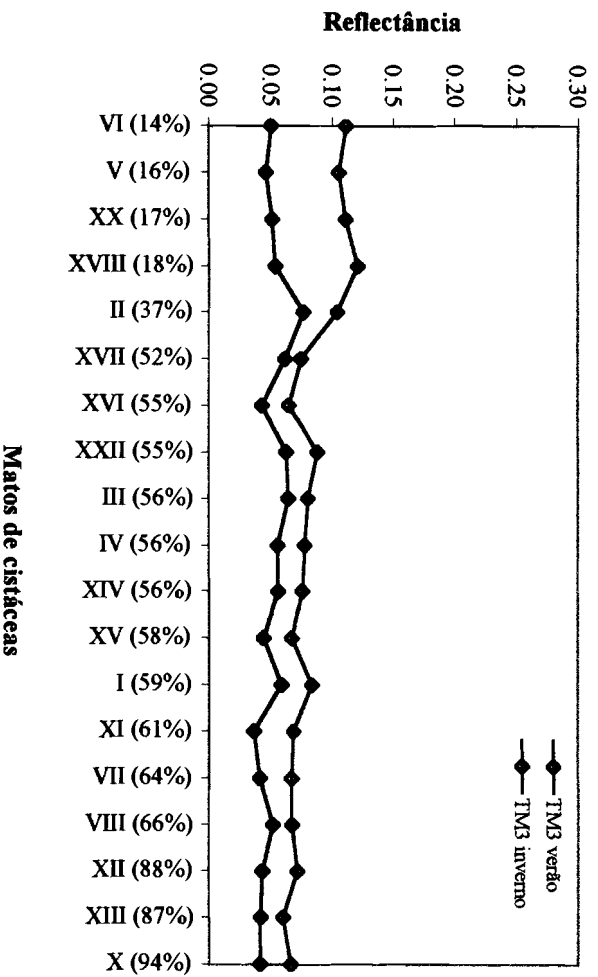


Figura 5.9 – Valores da reflectância na banda espectral TM3 (vermelho) no Verão e no Inverno.

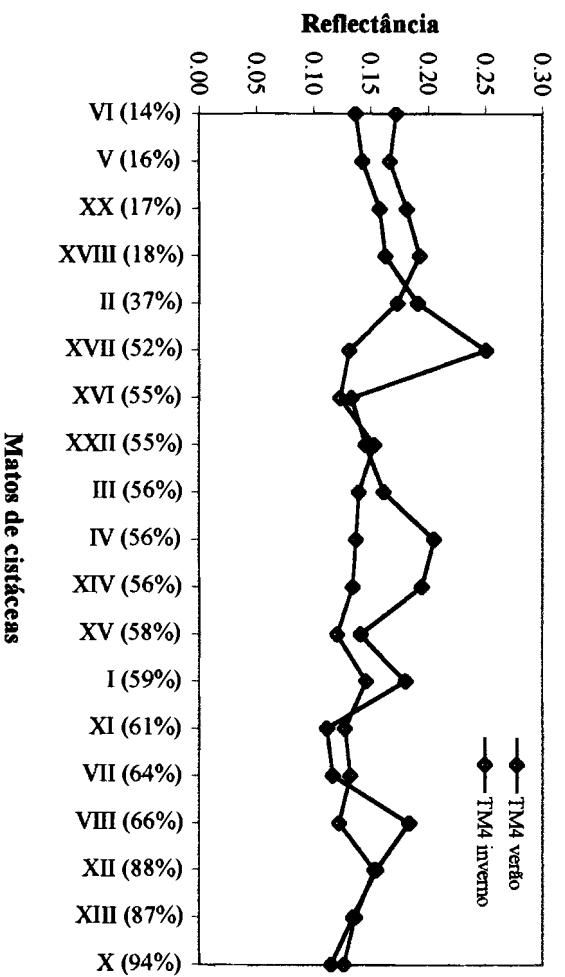


Figura 5.10 – Valores da reflectância na banda espectral TM4 (infravermelho próximo) no Verão e no Inverno.

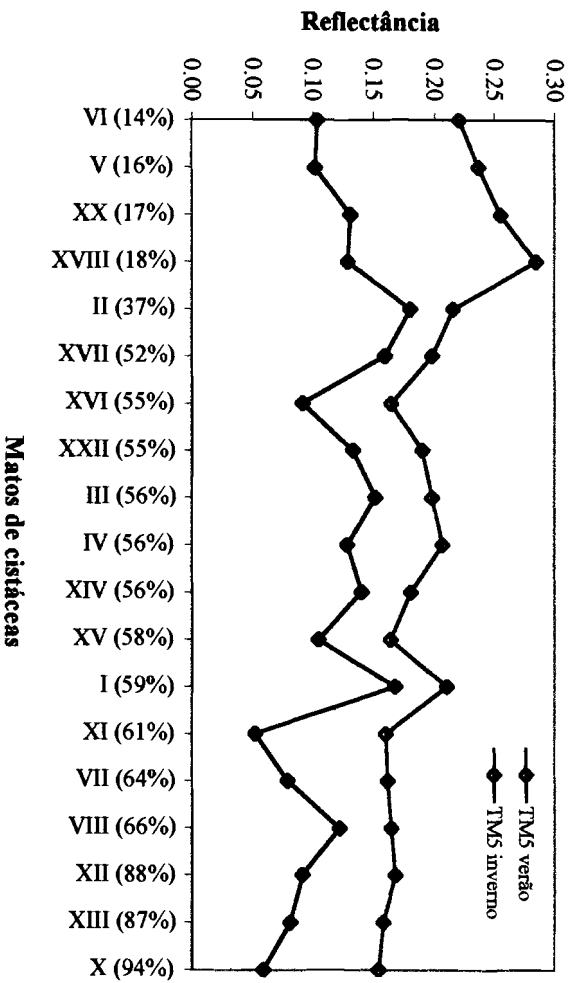


Figura 5.11 – Valores da reflectância na banda espectral TMS5 (infravermelho médio) no Verão e no Inverno.

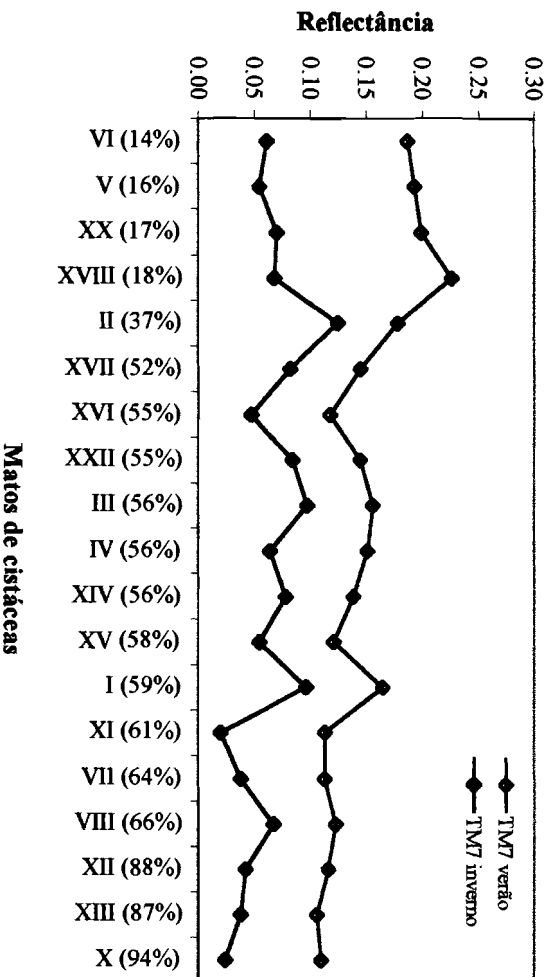


Figura 5.12 – Valores da reflectância na banda espectral TMS7 (infravermelho médio) no Verão e no Inverno.

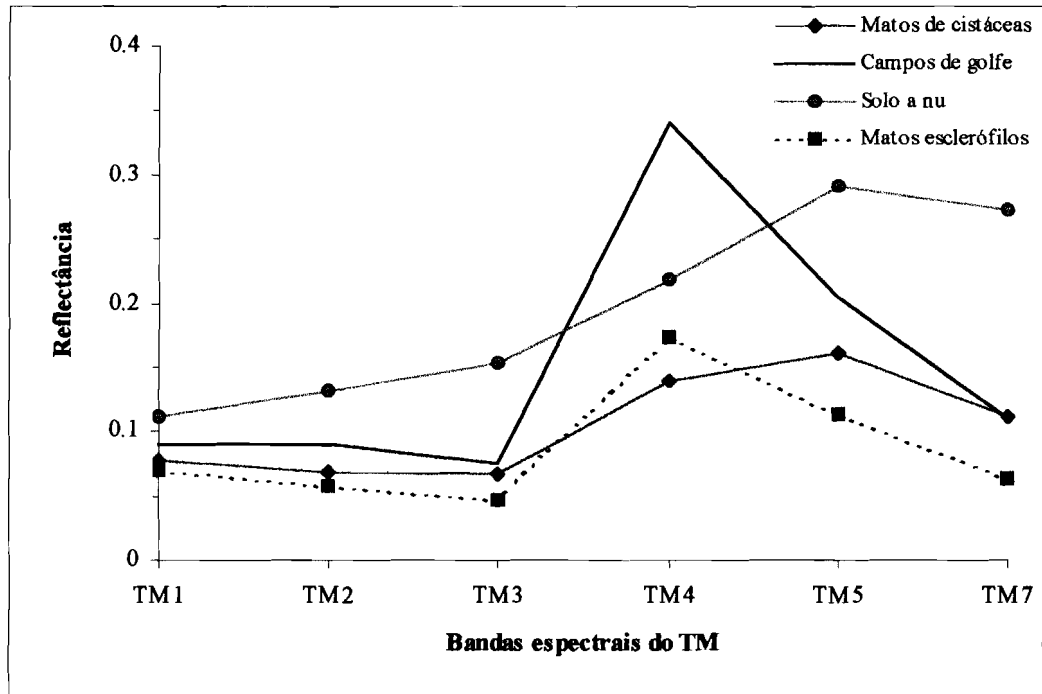


Figura 5.13 – Assinaturas espectrais de Verão de matos de Cistáceas, campos de golfe, solo a nu e matos esclerófilos.

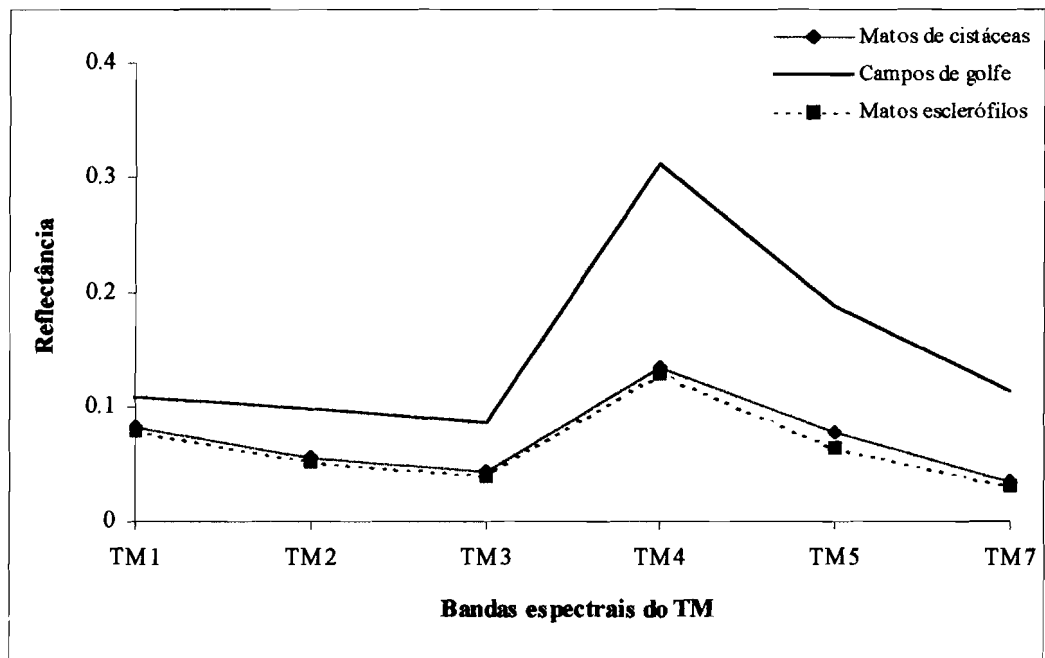


Figura 5.14 – Assinaturas espectrais de Inverno de matos de Cistáceas, campos de golfe e matos esclerófilos.

esclerófilas apresentam curvas espectrais com reflectância na banda do vermelho (TM3) inferior à do verde (TM2), reflectância no infravermelho próximo (TM4) várias vezes superior à do visível e reflectância nas bandas do infravermelho médio (TM5 e TM7) inferior à reflectância no infravermelho próximo.

O comportamento espectral das comunidades de Cistáceas durante a estação seca é caracterizado, como já foi descrito, por valores relativamente elevados no vermelho, por valores baixos no infravermelho próximo e valores elevados no infravermelho médio, distanciando-se bastante do comportamento espectral típico de vegetação vigorosa. Na verdade, nota-se uma certa similaridade entre o comportamento espectral dos matos de Cistáceas e o dos solos a nu, sendo, no entanto, os valores da reflectância dos solos muito mais elevados. Verifica-se, pela observação da Figura 5.13, que o solo é muito mais reflectivo, em todas as bandas espectrais, do que qualquer um dos tipos de vegetação, excepto para o caso dos campos de golfe no infravermelho próximo (TM4).

Na Figura referente ao Inverno (Fig. 5.14) pode observar-se que o comportamento espectral dos matos de Cistáceas é completamente diferente do de Verão, como já foi referido, assemelhando-se ao dos matos mediterrânicos esclerófilos. Por um lado, a reflectância na banda do vermelho (TM3) é claramente inferior à reflectância na banda do verde (TM2) e, por outro lado, a reflectância no infravermelho próximo (TM4) apresenta valores várias vezes superiores aos do vermelho (TM3).

Os campos de golfe exibem um comportamento espectral muito semelhante nas duas estações do ano.

## **5.5 - Discussão**

### **5.5.1 - Solos**

O comportamento espectral dos solos a nu da zona em estudo assemelha-se ao de solos característicos de zonas áridas. De facto, como se pode verificar pela observação da Figura 5.13, os solos são muito mais brilhantes, em todas as bandas espectrais, do que a componente vegetal, excepto em relação aos campos de golfe no infravermelho

próximo (Graetz e Gentle, 1982; Wilson e Tueller, 1987; Graetz *et al.*, 1988; Williamson, 1989, Karnieli *et al.*, 1996). Verifica-se um baixo contraste espectral entre a componente solo e a vegetação (Fig. 5.6), como referem Satterwhite e Henley (1987) para zonas áridas.

#### 5.5.2 - Pousios

Os pousios têm um comportamento espectral intermédio entre o dos solos e o dos restolhos tornando-se por vezes difícil a sua identificação nas imagens. De facto, os pousios encontravam-se na altura do trabalho de campo cobertos por plantas anuais mas completamente secas.

#### 5.5.3 - Restolhos

Os restolhos destacam-se bem dos restantes biótopos no Verão pois são muito reflectivos em todas as bandas espectrais.

#### 5.5.4 - Matos de Cistáceas

Um dos aspectos mais salientes da observação das curvas de reflectância dos matos de Cistáceas durante a estação seca (Fig. 5.13) é o padrão que apresentam, totalmente fora do comum para a vegetação. De facto, estas curvas espectrais assemelham-se mais ao espectro de solos a nu do que ao espectro de vegetação verde, como já foi referido. Por um lado, a reflectância na banda do vermelho é anormalmente elevada, podendo mesmo apresentar valores superiores à reflectância no verde. Por outro lado, a reflectância na banda do infravermelho próximo é anormalmente baixa. Ou seja, a característica mais típica da assinatura espectral da vegetação activa, a brusca transição de baixos valores da reflectância no vermelho para elevados valores no infravermelho próximo (Chen *et al.*, 1998), encontra-se, neste caso, muito esbatida. Finalmente, a reflectância no infravermelho médio apresenta valores mais elevados do que é usual para a vegetação vigorosa.

Estes resultados são semelhantes aos obtidos por muitos autores para regiões áridas. Por exemplo, Ringrose e Matheson (1992) e Ringrose *et al.* (1994), tendo usado um

radiómetro portátil para simular as bandas espectrais do TM, verificaram que comunidades vegetais de zonas áridas da Austrália possuem reflectância no vermelho superior à reflectância no verde. Williamson (1989), ao analisar o comportamento espectral de plantas de zonas semi-áridas da Austrália, observou não só um aumento nos valores da reflectância da banda do verde para a banda do vermelho bem como apenas um ligeiro aumento nos valores da reflectância na banda do vermelho para a do infravermelho próximo. A assinatura espectral das comunidades de Cistáceas estudadas no presente trabalho assemelha-se às descritas. Este facto não é de estranhar uma vez que, nas zonas de clima mediterrânico, o Verão é uma estação caracterizada por temperaturas elevadas e uma ausência quase total de precipitação, fenómenos que causam deficiência hídrica, por vezes prolongada (Tucker, 1980; Hunt *et al.*, 1987).

O comportamento espectral “invulgar” da vegetação das zonas áridas e da região mediterrânica durante o Verão será, sem dúvida, o resultado de adaptações estruturais e fisiológicas das plantas à secura que afectam, de modo decisivo, as suas propriedades espectrais. A pequena depressão ou mesmo um ligeiro aumento na transição da reflectância do verde para o vermelho sugere uma fraca absorção da radiação solar incidente pelos pigmentos fotossintéticos. O pequeno aumento nos valores da reflectância no infravermelho próximo em relação aos do vermelho, invulgar para a vegetação activa, será a expressão inequívoca de profundas mudanças na estrutura interna das folhas bem como na arquitectura das copas (Williamson, 1989; Ray, 1995).

Durante o Inverno, a elevada disponibilidade hídrica no solo, devido à ocorrência de precipitação, permite o estado viçoso das plantas que se traduz numa intensa actividade fotossintética e, conseqüentemente, em baixos valores da reflectância no vermelho (Fig. 5.14). A condição vigorosa e activa da vegetação vai determinar uma forte reflexão da radiação do infravermelho próximo ou seja, elevados valores da reflectância nesta região espectral.

Pela análise da Figura 5.6 observa-se que, quanto menor o grau de cobertura dos matos de Cistáceas, mais elevados os valores da reflectância, em todas as bandas espectrais. Verifica-se ainda que os matos apresenta menor reflectância do que o solo. Estes resultados são inesperados pois, vulgarmente, a reflectância aumenta, no

infravermelho próximo, com a quantidade de vegetação presente e é mais elevada do que a reflectância do solo. Por exemplo, Leamer *et al.* (1978) demonstraram o aumento da reflectância nesta região espectral em função da fitomassa e Woolley (1971) em função do número de folhas. Daughtry e Walthall (1998) verificaram um aumento na reflectância no infravermelho próximo com o Índice de Área Foliar. Shaw *et al.* (1998), ao compararem o comportamento espectral de vários povoamentos de pinheiros, verificaram um aumento da reflectância no infravermelho próximo com o grau de cobertura. Ou seja, o padrão das curvas de reflectância, em função da fitomassa (expressa, neste caso, através do grau de cobertura), obtido no presente trabalho (Fig. 5.6) é o oposto do padrão comum da vegetação activa. Por isso, foi estudado, com maior detalhe, a variação, nas duas estações do ano, da reflectância das comunidades de Cistáceas ou seja, a sua fenologia espectral.

#### 5.5.5 - Fenologia espectral dos matos de Cistáceas

Quando se compara, banda a banda, a resposta espectral dos matos de Cistáceas no Verão com aquela referente ao Inverno (Figuras 5.7-5.12) verifica-se que a reflectância é praticamente sempre superior na estação seca, excepto para a banda do infravermelho próximo (TM4).

##### 5.5.5.1 - Visível

A alteração no comportamento espectral dos matos de Cistáceas nas bandas do verde (TM2) e do vermelho (TM3) nas duas estações do ano encontra-se ilustrada respectivamente na Figuras 5.8 e 5.9. Pode verificar-se que a reflectância toma valores quase sempre mais elevados na estação seca, sendo a diferença entre as duas estações mais acentuada, no geral, para a banda do vermelho (TM3). Por outro lado, observa-se que a maior amplitude entre os valores de Verão e de Inverno ocorre para as comunidades de menor biomassa (VI, XX, XVIII e V).

Como já foi referido, o fenómeno que domina o comportamento espectral da vegetação na região do visível consiste na absorção da radiação solar pelos pigmentos fotossintéticos, sobretudo pelas clorofilas. Sabe-se, por exemplo, que a falta de água prolongada induz profundas alterações na vegetação, do ponto de vista fisiológico,



nomeadamente na mudança da concentração dos pigmentos fotossintéticos (Everitt e Nixon, 1986). Segundo Archibold (1995), o conteúdo em clorofila das folhas de Verão das espécies mediterrânicas semi-caducifólias é cerca de duas a três vezes inferior ao das folhas de Inverno, sendo, desse modo, a velocidade dos processos fotossintéticos correspondentemente mais baixa. A alteração na concentração usual dos pigmentos fotossintéticos vai traduzir-se numa menor absorção e, conseqüentemente, maior reflexão da radiação solar do visível (Woolley, 1971). Correia (1988) refere, em relação ao comportamento espectral de várias espécies de *Cistus*, que a menor percentagem de absorção da radiação visível está associada à espécie com menor teor em clorofila. Everitt e Nixon (1986) verificaram que arbustos de regiões desérticas sujeitos a falta de água exibiam reflectância no visível mais elevada do que arbustos com boa disponibilidade hídrica.

À medida que a estação seca progride as folhas das Cistáceas secam gradualmente e caem. No final do Verão resta, apenas, na extremidade dos ramos, uma pequena fracção das folhas que assumem, nessa altura, uma disposição essencialmente vertical. Por consequência, os troncos e o solo tornam-se mais visíveis. Uma vez que estes componentes têm, na região espectral do visível, maior reflectância do que a vegetação, contribuem, desta forma, para o valor mais elevado da reflectância destas comunidades vegetais durante o estio.

Como já foi referido, a maior diferença encontrada entre os valores da reflectância nas duas estações do ano verifica-se para as comunidades de Cistáceas de menor biomassa/grau de cobertura. Este fenómeno poder-se-á explicar pelo grande contributo da componente solo para o sinal espectral destas comunidades. De facto, no Inverno, os solos, devido ao maior teor em água, absorvem mais intensamente a radiação, sendo caracterizados, portanto, por menor reflectância. No Verão, os solos, secos, exibem, ao invés, reflectância mais elevada. Este fenómeno foi comprovado por Satterwhite e Henley (1987) ao estudarem o comportamento espectral de solos de zonas áridas. Desta forma, uma menor reflectância devido à contribuição do solo, associada a uma mais intensa absorção da radiação solar pela vegetação activa, vai conduzir a uma menor reflectância global destas comunidades vegetais na estação húmida. No Verão, pelo contrário, a reflectância é muito elevada, uma vez que os

solos secos são muito reflectivos e a vegetação inactiva, é caracterizada por maior reflectância do que no Inverno.

#### 5.5.5.2 - Infravermelho próximo

A reflectância no infravermelho próximo dos matos de Cistáceas apresenta, de um modo geral, valores mais baixos no Verão do que no Inverno (Fig. 5.10), exceptuando-se, por um lado, as quatro comunidades de baixa biomassa e, por outro lado, as comunidades de maior biomassa, embora neste último caso as diferenças não sejam muito significativas.

Como já foi referido, a estrutura interna e o conteúdo em água das folhas constituem o principal determinante da resposta da vegetação no infravermelho próximo. No Verão, o conteúdo em água das folhas é muito baixo, o que provoca, consequentemente, uma diminuição do índice refractivo das paredes celulares e, assim, um decréscimo acentuado no número dos casos de difusão, ou seja, uma diminuição da reflectância no infravermelho próximo. Graetz e Gentle (1982), por exemplo, verificaram que a reflectância, nesta região espectral, de arbustos perenes de regiões semi-áridas do continente australiano, em condições normais, isto é, quando a disponibilidade hídrica no solo é escassa, é caracterizada por valores relativamente baixos. Podemos concluir assim, que a fraca reflectância, no infravermelho próximo, durante o Verão, das comunidades de Cistáceas da zona em estudo, será causada, em grande parte, pelo baixo teor em água das folhas durante esta estação.

As Cistáceas das comunidades estudadas são plantas decíduas facultativas, ou seja, à medida que as disponibilidades hídricas no solo vão escasseando, dá-se uma redução da superfície foliar, como estratégia adaptativa para diminuição das perdas de água, verificando-se, por vezes, mesmo perdas importantes de partes de ramos (Bowman, 1989, Correia, 1988). Desta forma, apenas uma pequena percentagem de folhas permanece na extremidade dos ramos no final da estação seca (Correia, 1988). Estas copas, abertas, tendem a minimizar o efeito aditivo resultante da existência de várias camadas de folhas, o que contribui para os baixos valores da reflectância no Verão (Holben *et al.*, 1983; Price, 1992; Lillesand e Kiefer, 1994).

O ângulo foliar é uma característica morfológica que influencia decisivamente não só a quantidade de radiação solar interceptada pela vegetação mas também a fracção absorvida e, conseqüentemente, a temperatura das folhas e a taxa de transpiração (Forseth e Ehleringer, 1982; Ehleringer e Comstock, 1987). O ângulo foliar é o ângulo formado pelo plano de inserção da folha no caule e a horizontal. Uma das estratégias adaptativas mais comuns das plantas de zonas áridas para a diminuição da percentagem de radiação absorvida e, portanto, para a redução do grau de fotoinibição, consiste na mudança do ângulo de inserção das folhas nos caules (Correia, 1988). Esta alteração angular pode ser conseguida de modos distintos. Um deles é reversível e activo e consiste em movimentos foliares designados movimentos heliotrópicos (Forseth e Ehleringer, 1982; Ehleringer e Comstock, 1987). O outro processo consiste na queda de fracção da componente foliar. Por exemplo, durante o Inverno, a maior percentagem das folhas de *C. monspeliensis* apresenta uma disposição horizontal, enquanto que, no Verão, essa disposição é basicamente vertical. Este facto é conseguido pela perda da maioria das folhas com menor ângulo, restando então, no final da estação seca, apenas pequenos grupos de folhas erectas na extremidade dos ramos (Correia, 1988; Werner *et al.*, 1998). A disposição das folhas na vertical durante o Verão permite, no período da manhã e ao entardecer, maior exposição à radiação solar e, portanto, maior absorção, numa altura do dia em que não se verifica ainda um excedente de energia luminosa e temperaturas elevadas (Ehleringer e Comstock, 1987). Esta disposição leva, pelo contrário, a uma diminuição da radiação solar interceptada durante as horas críticas quando o excesso de radiação poderia provocar danos nas folhas. Ou seja, os maiores ângulos foliares durante o Verão contribuem para os baixos valores da reflectância no infravermelho próximo. No Inverno, pelo contrário, a disposição horizontal das folhas permite um aumento da quantidade de radiação reflectida desta região espectral, que, estando num estado mais vigoroso, é caracterizada por maior reflectância.

O menor número de folhas durante o Verão e a sua disposição essencialmente vertical permitem uma maior exposição dos troncos e ramos, elementos caracterizados por baixa reflectância nesta região espectral. Rock *et al.* (1988) verificaram que o aumento da fracção de troncos de árvores visíveis (resultante de uma desfolhação) se traduzia numa diminuição da quantidade de radiação solar da região do infravermelho reflectida pela vegetação.

As copas abertas permitem a penetração da radiação para o seu interior, com formação de sombras, componente caracterizada por baixa reflectividade, facto que contribuirá, certamente, para a menor reflectância global da vegetação durante o Verão. Vários autores, dentre os quais Koch *et al.* (1990), observaram uma diminuição da reflectância no infravermelho próximo com o desfolhamento de árvores devido ao facto de haver formação de mais sombras na copa. Durante o Inverno as copas encontram-se com o número máximo de folhas, caracterizadas nessa estação, por uma elevada reflectância, pelo que, a influência do ensombramento é, então, mínima.

Concluindo, o menor conteúdo hídrico foliar (que conduz a uma menor reflectividade das folhas), a redução da superfície foliar e a disposição predominantemente vertical das folhas que restam na copa são factores que contribuem, em conjunto, para os menores valores da reflectância no infravermelho próximo, na estação seca, em comparação com o Inverno. A maior reflectância no infravermelho próximo durante o Inverno será devida, ainda, sem dúvida, à contribuição das plantas anuais, presentes nesta estação e ausentes durante o Verão.

As quatro comunidades de Cistáceas de menor biomassa/grau de cobertura exibem, pelo contrário, reflectância no infravermelho próximo mais elevada no Verão do que no Inverno. Este facto dever-se-á à elevada percentagem de solo a nu que domina o comportamento espectral destas comunidades. No Verão, o solo, de cor clara e muito reflectivo, possui elevada reflectância, enquanto que, no Inverno, devido ao maior grau de humidade, apresenta menor reflectância no infravermelho próximo (Lillesand e Kiefer, 1994; Todd *et al.*, 1998). A elevada contribuição do solo para o sinal espectral também elucida os valores mais elevados da reflectância destas comunidades em relação às restantes comunidades de Cistáceas durante a estação seca.

Os matos de Cistáceas de maior biomassa apresentam, no Verão, valores da reflectância um pouco mais elevados (VII, X e XI) ou praticamente iguais aos de Inverno (XIII e XII). Estes matos correspondem a comunidades em que domina a Esteva, espécie possuidora de um comportamento espectral curioso e singular. Assim, Hurcom e Harrison (1998) obtiveram os espectros de sete espécies com porte arbustivo da região mediterrânica, tendo concluído que todas apresentam uma

resposta semelhante, excepto a Esteva. Esta espécie distingue-se das restantes por possuir uma reflectância muito mais elevada no infravermelho próximo, facto que se deve à presença de lábdano, oleoresina que cobre a página adaxial das folhas (Correia, 1988), muito reflectiva. Esta substância tem a propriedade de dificultar a evaporação da água, sendo a sua secreção bastante mais intensa durante a estação seca. Este fenómeno poderá explicar os valores mais elevados ou pelo menos semelhantes da reflectância no Verão das comunidades de Cistáceas de elevada biomassa e elevada percentagem de Esteva. Também se verifica a presença de oleoresina na página adaxial das folhas de *C. monspeliensis* (Correia, 1988). No entanto, em relação a esta espécie não há estudos realizados quanto à possível influência daquela substância no comportamento espectral da espécie. Assim, poder-se-á dizer que, nestes matos, ocorrem dois processos com efeitos contraditórios na resposta da vegetação no infravermelho próximo. Por um lado, a presença do lábdano faz aumentar a radiação reflectida pelas folhas e, por outro lado, a diminuição do conteúdo hídrico foliar e a variação na arquitectura das copas devido à perda e mudança na disposição das folhas provocam diminuição da radiação reflectida.

#### 5.5.5.3 - Infravermelho médio

A resposta da vegetação fotossinteticamente activa no infravermelho médio é essencialmente função da presença da água nos tecidos foliares, encontrando-se a reflectância inversamente relacionada com o conteúdo total de água das folhas (Leamer *et al.*, 1978; Bowman, 1989; Cibula *et al.*, 1992; Ray, 1995). Desta forma, no Inverno, quando o teor hídrico das folhas é elevado (saliente-se que a água pode chegar a atingir mais de 80% do peso fresco foliar (Hurcom *et al.*, 1996)) a reflectância no infravermelho médio (TM5 e TM7) é baixa (Fig. 5.11 e 5.12). No Verão, pelo contrário, as poucas folhas existentes encontram-se secas, pelo que há uma menor absorção da radiação, que é, então, mais intensamente reflectida (Koch *et al.*, 1990). Estes resultados são condizentes com os de numerosos autores, entre os quais Everitt e Nixon (1986) que observaram um aumento da reflectância de arbustos com a diminuição da disponibilidade hídrica.

Na estação seca, como já foi várias vezes referido, verifica-se, devido à redução da superfície foliar e à mudança na arquitectura da copa das Cistáceas, uma maior

superfície de troncos e ramos expostos, o que conduz a uma maior reflexão da radiação do infravermelho médio (Koch *et al.*, 1990).

A maior diferenciação da resposta espectral dos matos de Cistáceas verifica-se na região do infravermelho médio (TM5 e TM7). Como sugere Fonseca (1998), este facto poderá dever-se à menor resolução espectral das bandas da região do infravermelho médio em relação às bandas do visível, o que conduz a uma maior contaminação do sinal por outros elementos.

Poderemos dizer, como conclusão, que as diferenças observadas no comportamento espectral das Cistáceas nas duas estações do ano são causadas por profundas mudanças fisiológicas e morfológicas por sua vez devidas a variações nas condições ambientais. Assim, durante o Inverno, devido à boa disponibilidade hídrica, os arbustos encontram-se fotossinteticamente activos, apresentando copas densas e folhas túrgidas. No Verão, como resultado das temperaturas elevadas, excesso de energia luminosa e falta de água no solo, as plantas estão numa fase de dormência, sendo caracterizadas por copas abertas, superfície foliar mínima e folhas secas, enroladas e de coloração mais acastanhada.

#### 5.5.6 - Comparação entre o comportamento espectral Cistáceas-esclerófilas

A resposta espectral dos 3 matos de Cistáceas com maior grau de cobertura foi comparada com a resposta de matos esclerófilos. No Inverno (Figura 5.14) as curvas de reflectância destes dois tipos de comunidades são muito semelhantes, diferindo substancialmente no Verão, como foi referido.

O comportamento espectral dos matos de Cistáceas durante o Verão é caracterizado, como já foi várias vezes descrito, por valores relativamente elevados no vermelho, por valores baixos no infravermelho próximo e valores elevados no infravermelho médio, distanciando-se bastante do comportamento espectral típico de vegetação vigorosa. Ou seja, a resposta espectral de Verão sugere que os arbustos destas comunidades se encontram num estado de dormência. Pelo contrário, as curvas de reflectância dos matos esclerófilos indicam que os arbustos constituintes destas fitocenoses estão fisiologicamente activos. A resposta espectral destes dois tipos de comunidades

mediterrânicas está de acordo com numerosos estudos ecofisiológicos que indicam que os arbustos esclerófilos e os decíduos de Verão possuem diferentes estratégias adaptativas para enfrentar as condições de secura durante o Verão.

Para minimizar as perdas de água por transpiração, os arbustos do género *Cistus*, plantas semi-caducifólias, perdem grande parte das folhas durante o Verão. As plantas esclerófilas, como por exemplo, *Quercus coccifera*, possuem um Índice de Área Foliar bastante mais elevado do que as Cistáceas, mantendo no Verão uma elevada superfície foliar (Correia, 1988, Werner *et al.*, 1998). No entanto, também se verifica perda de uma fracção das folhas, embora muito menor do que no caso das Cistáceas.

As poucas folhas que permanecem na copa das Cistáceas exibem uma disposição vertical e encontram-se, amiúde, enroladas, reduzindo assim a superfície exposta. Ehleringer e Comstock (1987) verificaram que o enrolamento das folhas pode reduzir a superfície foliar exposta aos raios solares até 73%. Estes autores demonstraram, ainda, que a diminuição da quantidade de radiação absorvida é mais acentuada quando as folhas se encontram dobradas em comparação com folhas "normais". Este facto prende-se com a menor absorvância da página inferior das folhas, que devido ao enrolamento, se encontra nessa altura, exposta. Nas plantas esclerófilas não se dá uma alteração tão acentuada dos ângulos de inserção das folhas (Werner *et al.*, 1998). As folhas destas plantas possuem adaptações morfológicas para não se verificar o seu enrolamento, nomeadamente cutículas duras e tecidos especiais de sustentação.

Correia *et al.* (1987) referem que, durante o Verão, por volta do meio do dia, há praticamente uma paragem na fotossíntese, no caso de arbustos semi-caducifólios como *C. ladanifer* e *C. monspeliensis*. Este fenómeno é devido ao fecho dos estomas induzido pela radiação intensa, temperaturas elevadas e escassez de água. A fotossíntese ocorre, então, apenas nas primeiras horas do dia, mas mesmo assim a uma taxa muito reduzida. Nas Cistáceas verificam-se fenómenos de fotoinibição e mesmo danos foliares irreversíveis causados pelo excesso de radiação. As espécies esclerófilas não são tão susceptíveis de fotoinibição (Werner *et al.*, 1998). Além disso, devido aos sistemas radiculares mais desenvolvidos, apresentam, no geral, carência hídrica inferior à das plantas semi-caducifólias.

As Cistáceas apresentam, no Verão, copas abertas e menor densidade de folhas, o que torna, consequentemente, mais visíveis, as estruturas lenhosas bem como o substrato.

Todas estas diferenças a nível fisiológico e morfológico das plantas esclerófilas e das Cistáceas explicam a diferença de comportamento espectral durante o Verão.

Salientamos dois aspectos muito importantes, como conclusão:

- durante a estação seca é possível separar, em termos espectrais (nomeadamente no espaço vermelho-infravermelho próximo), as áreas ocupadas por vegetação arbustiva das áreas resultantes da actividade humana (solos a nu-lavrados, pousios e restolhos).
- verifica-se, ainda, que, durante o Verão, as comunidades de Cistáceas e as comunidades esclerófilas apresentam assinaturas espectrais distintas.



## 6 - ÍNDICES DE VEGETAÇÃO

### 6.1 – Introdução

Os métodos de obtenção de informação quantitativa sobre a vegetação a partir da informação espectral podem consistir em modelos físicos sobre a interacção entre a radiação electromagnética e as plantas ou serem desenvolvidos empiricamente. Tal é o caso dos índices espectrais de vegetação que constam em combinações matemáticas da informação proveniente de duas ou mais bandas espectrais individuais, geralmente as bandas do vermelho e do infravermelho próximo. Estas combinações fazem realçar o sinal espectral oriundo da vegetação em relação ao dos objectos envolventes, nomeadamente o solo.

Variados trabalhos demonstraram que os índices espectrais se correlacionam com o grau de cobertura, a biomassa (Tucker, 1979; Elvidge e Lyon, 1985; Anderson *et al.*, 1993) e o Índice de Área Foliar (Running *et al.*, 1986; Spanner *et al.*, 1990) de diferentes tipos de formações vegetais bem como, ainda, com outras variáveis ecológicas (Cihlar *et al.*, 1991; Myneni e Williams, 1994; Yoder e Waring, 1994; Wiegand *et al.*, 1991). Deste modo, a informação espectral, adquirida por radiómetros a bordo de satélites, pode ser usada para inferir o tipo e o estado (condições) das comunidades vegetais (McDaniel e Haas, 1982).

Os índices espectrais podem ser calculados a partir dos valores da intensidade de brilho, da radiância ou da reflectância, resultando, obviamente, valores absolutos diferentes. A vantagem dos índices de vegetação sobre outros métodos de estudo do coberto vegetal, baseados em informação espectral, consiste na sua fácil utilização, pois, baseiam-se em combinações relativamente simples das bandas espectrais individuais. Por outro lado, os índices espectrais de vegetação são mais sensíveis na quantificação da fitomassa do que as bandas espectrais consideradas individualmente (Qi *et al.*, 1994). Os índices reduzem a informação multiespectral a um único valor que se mostra sensível a variações na quantidade de vegetação mas pouco sensível, pelo menos teoricamente, a influências externas (Wiegand *et al.*, 1991; Henry e Hope, 1998).

Além dos índices espectrais de vegetação e dos métodos baseados em modelos físicos, foi, mais recentemente, desenvolvido um método designado por decomposição espectral que se tem revelado útil na determinação de propriedades biofísicas do coberto vegetal (Hurcom e Harrison, 1998).

Os índices espectrais de vegetação, para constituírem indicadores fidedignos da fitomassa, terão de ser capazes de diferenciar o sinal oriundo da vegetação daquele proveniente do solo, o que apenas é possível se o comportamento espectral destes dois componentes da paisagem for único (Todd *et al.*, 1998). Na realidade, a resposta da vegetação e dos solos é, em geral, contrastante nas regiões espectrais do visível (mais concretamente na região do vermelho) e do infravermelho próximo. Assim, a reflectância da vegetação activa no visível é mais baixa do que a dos solos, sendo, pelo contrário, mais elevada no infravermelho próximo (Todd *et al.*, 1998). Deste modo, os índices de vegetação mais comuns baseiam-se nestas diferenças esperadas de comportamento espectral.

Verifica-se, no entanto, em algumas situações, que a divergência entre os valores da reflectância da vegetação e do solo é bastante pequena. Pode mesmo dar-se o caso em que a reflectância do solo no infravermelho próximo é mais elevada do que a reflectância da vegetação. É a situação particular da combinação de solos de cor clara com vegetação inactiva, situação que ocorre, sobretudo, em regiões áridas e semi-áridas. De facto, por um lado, os solos de cor clara, quando secos, são altamente reflectivos e, por outro lado, a vegetação arbustiva sujeita a deficiência hídrica prolongada apresenta um comportamento espectral peculiar, consistindo no facto da reflectância ser superior ao normal na região do vermelho e, ao invés, inferior no infravermelho próximo. Ou seja, a diferença entre a resposta da vegetação nestas duas bandas espectrais torna-se mais ténue do que acontece com as plantas activas (McDaniel e Haas, 1989). Como nas regiões áridas e semi-áridas o coberto vegetal é, geralmente, aberto, ocorre, conseqüentemente, uma grande contribuição do solo para o sinal espectral. As plantas possuem reflectância inferior à do solo em todas as bandas espectrais e apenas “dissimulam”, em menor ou maior grau, o substrato onde se encontram (Pech *et al.*, 1986).

Considerando o “design” dos índices espectrais de vegetação convencionais mais comuns, que utilizam a informação das bandas do vermelho e do infravermelho próximo, será lícito pôr em causa o desempenho dos referidos índices na quantificação da fitomassa nas regiões áridas e semi-áridas. De facto, vários autores, como por exemplo Verma *et al.* (1998), referem que o uso dos índices espectrais de vegetação será problemático nas regiões áridas e semi-áridas devido ao baixo valor do grau de cobertura da vegetação e à presença de solos altamente reflectivos e variáveis.

A maior parte dos estudos realizados sobre as relações existentes entre os índices espectrais e parâmetros caracterizadores do coberto vegetal têm incidido sobre comunidades florestais, herbáceas e, ainda, arbustivas de zonas áridas. Muito poucos estudos foram realizados, até ao presente, sobre as comunidades arbustivas da região mediterrânica (Henry e Hope, 1998). No entanto, as comunidades vegetais desta região, no que diz respeito à estimativa da fitomassa a partir de índices espectrais, colocam desafios únicos. Se, por um lado, as plantas estão fotossinteticamente activas, com um comportamento espectral típico, durante a estação húmida, por outro lado, a sua assinatura espectral, na estação seca, assemelha-se à da vegetação das zonas áridas, isto é, apresentando uma curva de reflectância semelhante à dos solos.

Os índices de vegetação podem dividir-se, fundamentalmente, em dois tipos: os que consistem nas bandas espectrais utilizadas individualmente, denominados “brightness indices” e aqueles que se baseiam na combinação de duas ou mais bandas espectrais, designados “greenness indices” (Yang e Prince, 1997).

Jordan (1969) combinou a resposta espectral no vermelho e no infravermelho próximo num índice que demonstrou estar correlacionado com a área foliar. Desde este trabalho pioneiro foi desenvolvido um vasto número de combinações de bandas espectrais que se mostraram estar relacionadas com a quantidade de vegetação presente num determinado local (Lawrence e Ripple, 1998).

Os “greenness indices” podem ser divididos em dois grandes grupos: os que apenas usam as bandas do vermelho e do infravermelho próximo, que constituem a grande maioria (Leprieur *et al.*, 1996), e os que utilizam um maior número de bandas espectrais (índices de  $n$  dimensões).

Os índices de vegetação que se baseiam apenas nas bandas do vermelho e do infravermelho próximo podem ainda ser divididos em dois grupos: índices baseados em diferenças e índices baseados em razões aritméticas da informação espectral (Tucker, 1979; Elvidge e Lyon, 1985; Huete, 1988).

Os índices de vegetação mais usados são descritos em seguida, representando NIR a reflectância (radiância ou valores de brilho) no infravermelho próximo e RED a reflectância (radiância ou valores de brilho) no vermelho.

“Difference Vegetation Index” (DVI):

$$DVI = NIR - RED \quad (\text{Eq. 6.1})$$

Este índice, muito simples, não compensa mudanças na irradiância solar, pelo que apresenta grandes desvantagens (Tucker, 1979).

Os índices de utilização mais geral do grupo de índices baseados em razões são o “Simple Ratio” (SR) e o Normalized Difference Vegetation Index” (NDVI).

O “Simple Ratio” (SR) foi desenvolvido por Jordan (1969):

$$SR = NIR/RED \quad (\text{Eq. 6.2})$$

Verifica-se que, à medida que a quantidade de vegetação aumenta, a reflectância no vermelho diminui, aproximando-se de zero, e, como se pode deduzir a partir da fórmula, nota-se que o valor do índice aumenta sem limite. Isto significa que, para se obter valores fidedignos deste índice, a reflectância no vermelho terá que ser obtida com uma precisão razoável. Por esta razão, este índice não é muito preciso para baixos valores do coberto vegetal.

O NDVI, um dos índices mais divulgados, foi criado por Rouse *et al.* (1973):

$$NDVI = (NIR-RED)/(NIR+RED) \quad (\text{Eq. 6.3})$$

Do ponto de vista matemático o SR e o NDVI são funcionalmente equivalentes (Jackson e Huete, 1991), podendo ser facilmente transformados um no outro:

$$\text{NDVI} = (\text{SR}-1)/(\text{SR}+1) \quad (\text{Eq. 6.4})$$

Tanto o SR como o NDVI basicamente medem o declive da recta entre a origem do espaço vermelho-infravermelho próximo e o valor de um determinado pixel da imagem. A única diferença entre o SR e o NDVI é a gama de valores que podem tomar. A gama entre -1 e +1 do NDVI torna este índice de mais fácil utilização do que o SR, que pode tomar uma gama de valores infinitos (Crippen, 1990).

Sendo a vegetação caracterizada por uma elevada reflectância no infravermelho próximo e por uma baixa reflectância no vermelho, o valor do NDVI de zonas de elevada fitomassa tenderá, assim, para o valor 1. A água, a neve e o gelo são caracterizados por uma reflectância mais elevada no vermelho do que no infravermelho, daí possuírem valores negativos do NDVI. As rochas e os solos a nu apresentam resposta semelhante nas duas bandas espectrais em questão, o que vai determinar um NDVI próximo de zero (Hurcom e Harrison, 1998).

Um certo número de índices espectrais de vegetação foram desenvolvidos especialmente para remover a influência da componente solo, baseando-se na existência de uma “linha de solo” no espaço espectral vermelho-infravermelho próximo. Isto é, estes índices assumem que há um eixo principal da variação espectral do solo. Uma vez que, de facto, a maior parte dos espectros de solo se situa em cima ou perto de uma “linha de solo”, aquele é considerado um bom pressuposto. Contudo, um segundo eixo de variação (a largura da “linha de solo”) pode ser significativo em certos casos. Os índices incluídos neste grupo são o “Perpendicular Vegetation Index” (PVI) (Richardson e Wiegand, 1977) e o “Transformed Soil Adjusted Vegetation Index” (TSAVI) (Baret e Guyot, 1991).

Verificou-se, em vários estudos, que o valor dos índices de vegetação depende das características espectrais do solo subjacente, devido à ocorrência de complexas interacções radiométricas entre as plantas e o substrato que colonizam. Tanto o SR

como o NDVI são sensíveis à influência das propriedades ópticas do substrato, facto que conduziu à criação de novos índices espectrais. Foram, assim, desenvolvidas sucessivas versões do NDVI, de complexidade crescente. O primeiro a ser desenvolvido foi o “Soil Adjusted Vegetation Index” (SAVI), dado pela seguinte fórmula:

$$\text{SAVI} = (1+L)(\text{NIR}-\text{RED})/(\text{NIR} + \text{RED}+L) \quad (\text{Eq. 6.5})$$

O SAVI incorpora, na sua formulação, um factor ou coeficiente de ajustamento, L, que tem por objectivo minimizar alterações de primeira ordem na resposta espectral da componente solo. Este factor varia inversamente com a densidade das comunidades vegetais, desde zero (elevados valores de fitomassa) a um (baixos valores de fitomassa). A optimização do coeficiente L necessita de um conhecimento prévio sobre a quantidade de vegetação presente a não ser que seja desenvolvida uma função iterativa. Na ausência desse conhecimento é comumente usado o valor de 0.5. De facto, Huete (1988) verificou que este valor do factor de ajustamento reduz consideravelmente o ruído do solo para uma ampla gama de valores da fitomassa. O termo (1+L) na equação do SAVI pretende restabelecer a perda da variação dinâmica do índice, que resulta da adição do factor L ao denominador, ao mesmo tempo que mantém a gama de valores do SAVI de -1 a +1 (Qi *et al.*, 1994; Huete, 1988; Lawrence e Ripple, 1998; Purevdorj *et al.*, 1998).

Uma variação pequena mas potencialmente importante do SAVI foi proposta por Rondeaux *et al.* (1996). Estes autores efectuaram uma optimização do factor de ajustamento, L, por forma a minimizar as variações devidas à contribuição do substrato, o que resultou numa recomendação, para aplicações gerais, do valor de 0.16 em vez de 0.5 (Lawrence e Ripple, 1998; Steven, 1998). Foi assim criado o “Optimized Soil Adjusted Vegetation Index” (OSAVI), definido pela equação:

$$\text{OSAVI} = 1.16 (\text{NIR}-\text{RED})/(\text{NIR}+\text{RED}+0.16) \quad (\text{Eq. 6.6})$$

A variação residual no OSAVI devida à contribuição do solo está uniformemente distribuída ao longo de toda a gama de valores do grau de cobertura (0-1), o que torna este índice particularmente adaptado a aplicações agrícolas (Steven, 1998).

O “Modified Soil Adjusted Vegetation Index” (MSAVI) foi criado por Qi *et al.* (1994) numa tentativa de corrigir uma fraqueza do SAVI, a forma como a vegetação responde à medida que se distancia da “linha de solo”. O MSAVI tem a mesma base conceptual do SAVI. Contudo, com o MSAVI as isolinhas de fitomassa cruzam a “linha de solo” a pontos variáveis, o que se crê reflectir de uma forma mais exacta a forma como a resposta espectral da vegetação se comporta (Lawrence e Ripple, 1998). O MSAVI substitui a constante L por um factor dinâmico de ajustamento ao solo.

$$\text{MSAVI} = (1+L)(\text{NIR}-\text{RED})/(\text{NIR}+\text{TRD}+L) \quad (\text{Eq. 6.7})$$

$$\text{com } L = 1-2a \times \text{NDVI} \times \text{WDVI} \text{ em que } \text{WDVI} = \text{NIR}-a\text{RED} \quad (\text{Eq.6.8})$$

O MSAVI foi criado especificamente para não ser sensível ao efeito do solo e encontra-se bem adaptado a zonas áridas (Leprieur *et al.*, 1996).

O “Transformed Soil Adjusted Vegetation Index” (TSAVI) foi desenvolvido por Baret e Guyot (1991):

$$\text{TSAVI} = a(\text{NIR}-a\text{RED}-b)/(\text{RED}+a(\text{NIR}-b)+0.08 \times (a+a^2)) \quad (\text{Eq. 6.9})$$

Este índice utiliza o valor do declive (a) e da ordenada na origem (b) da “linha de solo” específica de cada área de estudo bem como um factor ajustável (a) por forma a minimizar a influência do substrato (Qi *et al.*, 1994).

Apesar do ajustamento em relação ao NDVI se basear na “linha de solo”, em vez da quantidade de vegetação, o efeito é semelhante ao mover-se um suposto ponto da “linha de solo” e à maneira como a vegetação varia a partir da “linha de solo”. O TSAVI tem assim a possibilidade de se ajustar especificamente a cada área de estudo (Lawrence e Ripple, 1998).

Uma vantagem do TSAVI em relação ao SAVI é considerar o declive e a ordenada na origem da “linha de solo”, enquanto que o SAVI assume serem 1 e 0, respectivamente (Qi *et al.*, 1994).

O OSAVI tem a vantagem, em relação ao MSAVI e TSAVI, de possuir uma formulação simples e não necessitar de um conhecimento prévio de tipo de solo.

Apesar destes índices serem mais fidedignos e menos sujeitos a ruído do que o NDVI, não têm sido usados, de uma forma global, excepto em estudos teóricos. O NDVI parece continuar a ser o índice espectral mais usado em estudos de detecção remota do coberto vegetal (Huete *et al.*, 1997). A razão deste facto pode ser devida tanto à formulação complexa dos novos índices, como à falta de provas do seu melhor desempenho em relação ao NDVI (Rondeaux *et al.*, 1996). De facto, a maior parte dos índices da classe do SAVI foram desenvolvidos com base em culturas agrícolas (Qi *et al.*, 1994).

Satélites de elevada resolução espacial como o TM, o SPOT e o JERS são úteis para efectuar estudos sobre a vegetação em países europeus, dada a reduzida extensão das comunidades vegetais em comparação com regiões de outros continentes, onde é mais eficaz a utilização de radiómetros de menor resolução espacial. No entanto, a baixa resolução temporal dos satélites referidos limita a disponibilidade de informação sobretudo em regiões de elevada nebulosidade, o que restringe a compilação de dados multitemporais para a análise da evolução das paisagens. Contudo, a conjugação de imagens provenientes de diferentes radiómetros seria um meio de ultrapassar a baixa frequência de amostragem. Como os radiómetros em estudo possuem bandas espectrais diferentes, haverá obviamente diferenças nos valores do NDVI. No entanto, se for comprovado que não há diferenças significativas do ponto de vista estatístico nas correlações entre o NDVI e os dados de campo, poder-se-á combinar a informação dos diferentes radiómetros.

## 6.2 – Metodologia

Uma análise preliminar com vista ao esclarecimento da natureza das relações existentes entre a reflectância nas bandas espectrais individuais (“brightness indices”) e os parâmetros biofísicos caracterizadores dos matos de Cistáceas revelou que as referidas relações são negativas e, no geral, curvilíneas, côncavas, mais especificamente. Por isso, os coeficientes de correlação apresentados, referem-se às



relações desenvolvidas entre a reflectância e o logaritmo natural dos diferentes parâmetros vegetais.

No que diz respeito à fitomassa, as correlações foram estabelecidas com base quer nos valores expressos em peso fresco quer em peso seco. Os coeficientes de correlação foram, de uma forma sistemática, embora apenas ligeiramente, superiores no caso da biomassa expressa em peso seco, razão pela qual apenas apresentamos os coeficientes referentes a este parâmetro.

As correlações foram desenvolvidas quer com os valores da intensidade de brilho quer com os valores da reflectância, no caso do TM e do HRV. Em relação ao VNIR apenas foram usados os valores da intensidade de brilho uma vez que não foi possível a sua conversão em reflectâncias. Os coeficientes de correlação no caso do HRV foram idênticos quer se usassem os valores de brilho quer os valores da reflectância. No que diz respeito ao TM, diferiam ligeiramente, embora de forma não significativa. Assim, apresentaremos apenas os valores do coeficiente de correlação de Pearson com os valores da reflectância no caso do TM e do HRV e com os valores de brilho no caso do VNIR.

Em seguida foram efectuadas correlações entre a informação biofísica e o NDVI, uma vez que este é o índice espectral de vegetação mais utilizado.

### **6.3 – Resultados**

A Tabela 6.1 apresenta a matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre os valores da reflectância dos matos de Cistáceas nas diferentes bandas espectrais do TM e o logaritmo natural dos vários parâmetros biofísicos caracterizadores destas comunidades. Pode verificar-se que todas as relações são negativas excepto a relação entre o logaritmo da área foliar e a banda do infravermelho próximo (TM4). No entanto, o valor do coeficiente de Pearson indica uma correlação não significativa, neste caso. Os valores mais baixos do coeficiente de correlação referem-se, quase sempre, à banda do infravermelho termal (TM6). Em relação às restantes bandas os coeficientes são, no geral, mais elevados para a banda do vermelho (TM3) e mais baixos no caso do infravermelho próximo (TM4).

Analisando os dados desta tabela numa perspectiva diferente, conclui-se que os coeficientes de correlação são, no geral, elevados excepto aqueles referentes à biomassa foliar e à área foliar. Os valores do coeficiente de correlação respeitantes à altura, grau de cobertura, biomassa lenhosa, biomassa viva e biomassa total são muito elevados. Finalmente, no que diz respeito à manta morta, as correlações têm valores intermédios.

A Tabela 6.2 ilustra, para as bandas comuns aos três radiómetros, os coeficientes de correlação de Pearson das relações desenvolvidas entre a reflectância (valor de brilho no caso do VNIR) e o logaritmo das diferentes variáveis estruturais dos matos de Cistáceas. As bandas encontram-se agrupadas por regiões espectrais, ou seja, apresentam-se, em primeiro lugar, as bandas da região do verde (TM2, HRV1 e VNIR3), em seguida, as bandas da região espectral do vermelho (TM3, HRV2 e VNIR4) e, finalmente, as bandas da região espectral do infravermelho próximo (TM4, HRV3 e VNIR5). Pode verificar-se, no geral, uma grande semelhança entre os coeficientes de correlação respeitantes à mesma região espectral. No entanto, a banda do verde do VNIR (VNIR3) apresenta coeficientes ligeiramente inferiores em comparação com os coeficientes referentes às restantes bandas da região espectral do verde (TM2 e HRV1). A banda do infravermelho próximo do HRV (HRV3) tem coeficientes ligeiramente superiores aos coeficientes respeitantes às outras bandas do infravermelho próximo (TM4 e VNIR5).

Devido ao elevado número de correlações desenvolvidas entre a informação radiométrica e os parâmetros biofísicos da vegetação apenas se ilustra, em forma gráfica (Figura 6.1), a relação entre a biomassa viva e a reflectância quer na banda do vermelho (TM3) quer na do infravermelho próximo (TM4).

Na Tabela 6.3 podem observar-se as correlações entre os dados caracterizadores do coberto vegetal e o NDVI para cada radiómetro. Pode verificar-se que os valores do coeficiente de correlação são muito semelhantes para os três radiómetros, apesar do NDVI referente ao VNIR ter sido calculado com os valores de brilho e o NDVI respeitante ao HRV e ao TM ter sido calculado com os valores da reflectância.

Tabela 6.1 – Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre a reflectância nas bandas espectrais do TM e o logaritmo natural dos vários parâmetros caracterizadores dos matos de cistáceas <sup>a</sup>

Bandas TM	ln Grau de cobertura	ln Biomassa foliar	ln Biomassa lenhosa	ln Manta morta	ln Área foliar	ln Biomassa viva	ln Biomassa total	ln Altura
TM1 (Azul)	- 0.89 *	- 0.44	- 0.90 *	- 0.73 *	- 0.09	- 0.88 *	- 0.88 *	- 0.89 *
TM2 (Verde)	- 0.89 *	- 0.45	- 0.90 *	- 0.75 *	- 0.11	- 0.88 *	- 0.88 *	- 0.88 *
TM3 (Vermelho)	- 0.91 *	- 0.47 *	- 0.92 *	- 0.72 *	- 0.09	- 0.91 *	- 0.89 *	- 0.90 *
TM4 (IV próximo)	- 0.80 *	- 0.27	- 0.82 *	- 0.72 *	+ 0.10	- 0.78 *	- 0.79 *	- 0.82 *
TM5 (IV médio)	- 0.85 *	- 0.50 *	- 0.92 *	- 0.66 *	- 0.10	- 0.90 *	- 0.87 *	- 0.93 *
TM7 (IV médio)	- 0.89 *	- 0.53 *	- 0.93 *	- 0.68 *	- 0.15	- 0.92 *	- 0.90 *	- 0.94 *
TM6 (IV termal)	- 0.56 *	- 0.35	- 0.67 *	- 0.52 *	- 0.06	- 0.70 *	- 0.69 *	- 0.77 *

<sup>a</sup> Os valores da biomassa dizem respeito a peso seco

\* Correlações significativas a 0,05 de probabilidade

Tabela 6.2 – Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre a reflectância (valor de brilho no caso do VNIR) e o logaritmo natural dos vários parâmetros caracterizadores dos matos de cistáceas <sup>a</sup>

Bandas TM	ln Grau de cobertura	ln Biomassa foliar	ln Biomassa lenhosa	ln Manta morta	ln Área foliar	ln Biomassa viva	ln Biomassa total	ln Altura
TM2 (Reflectância)	- 0.89 *	- 0.45	- 0.90 *	- 0.75 *	- 0.11	- 0.88 *	- 0.88 *	- 0.88 *
HRV1 (Reflectância)	- 0.91 *	- 0.48 *	- 0.91 *	- 0.68 *	- 0.13	- 0.89 *	- 0.87 *	- 0.88 *
VNIR3 (Valor de brilho)	-0.83 *	- 0.35	- 0.83 *	- 0.71 *	- 0.04	- 0.82 *	- 0.83 *	- 0.81 *
TM3 (Reflectância)	- 0.91 *	- 0,46 *	- 0.92 *	- 0.72 *	- 0.09	- 0.91 *	- 0.89 *	- 0.90 *
HRV2 (Reflectância)	- 0.91 *	- 0.49 *	- 0.91 *	- 0.69 *	- 0.13	- 0.90 *	- 0.88 *	- 0.90 *
VNIR4 (Valor de brilho)	- 0.89 *	- 0.48 *	- 0.92 *	- 0.74 *	- 0.13	- 0.91 *	- 0.90 *	- 0.91 *
TM4 (Reflectância)	- 0.80 *	- 0,27	- 0.82*	- 0.72 *	+ 0.10	- 0.78 *	- 0.79 *	- 0.82 *
HRV3 (Reflectância)	- 0.86 *	- 0,35	- 0.86 *	- 0.69 *	+ 0.01	- 0.83 *	- 0.82 *	- 0.84 *
VNIR5 (Valor de brilho)	- 0,81 *	- 0.28	- 0.83 *	- 0.73 *	+ 0.06	- 0.81 *	- 0.82 *	- 0.83 *

<sup>a</sup> Os valores da biomassa dizem respeito a peso seco

\* Correlações significativas a 0,05 de probabilidade

Tabela 6.3 – Matriz do coeficiente de correlação de Pearson das relações entre o NDVI calculado com base nos valores de brilho e os vários parâmetros caracterizadores dos matos de cistáceas <sup>a</sup>

ÍNDICE	Grau de cobertura	Biomassa foliar	Biomassa lenhosa	Manta morta	Área foliar	Biomassa viva	Biomassa total	Altura
NDVI TM	0.89 *	0.66 *	0.89 *	0.39	0.42	0.89 *	0.81 *	0.81 *
NDVI HRV	0.88 *	0.68 *	0.87 *	0.35	0.43	0.88 *	0.79 *	0.84 *
NDVI VNIR	0.88 *	0.69 *	0.89 *	0.45	0.44	0.89 *	0.84 *	0.87 *

<sup>a</sup> Os valores da biomassa dizem respeito a peso seco

\* Correlações significativas a 0,05 de probabilidade

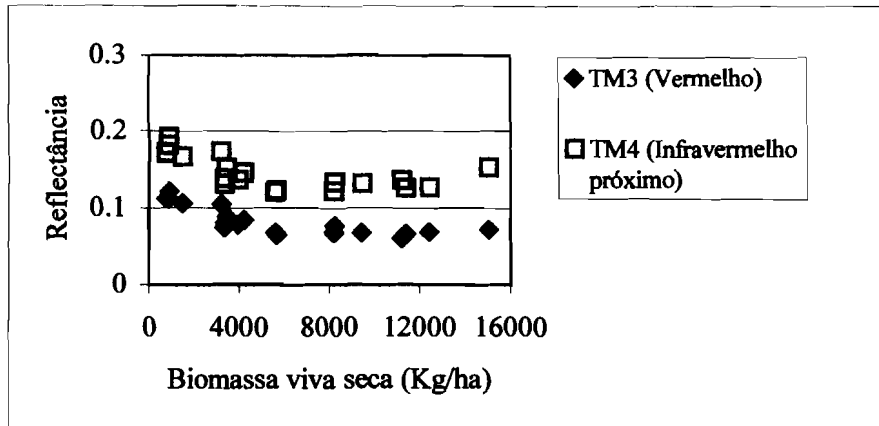


Figura 6.1 – Correlação entre a biomassa viva seca e a reflectância na banda do vermelho (TM3) e do infravermelho próximo (TM4).

Para finalizar apresenta-se uma imagem do NDVI (Figura 6.2) da zona em estudo, elaborada a partir da imagem do TM de Verão. Nota-se uma diferença entre a parte superior esquerda da imagem, ocupada por zonas agrícolas, e a parte inferior, de vegetação “natural”. No canto inferior esquerdo encontram-se comunidades vegetais de maior biomassa.

#### 6.4 – Discussão

A relação entre a reflectância e a densidade do coberto vegetal é, geralmente, curvilínea, variando a forma da curva com a espécie vegetal e ainda com influências externas, como por exemplo o tipo de substrato (Tucker, 1979; Curran, 1983a; Everitt *et al.*, 1989). No caso de plantas fisiologicamente activas a quantidade de vegetação encontra-se negativamente relacionada com a reflectância no azul, no vermelho e no infravermelho médio, mas positivamente relacionada com a reflectância no verde e no infravermelho próximo. No entanto, no presente trabalho foram obtidas correlações negativas entre os valores da reflectância dos matos de Cistáceas em todas as bandas espectrais do TM e o logaritmo natural dos vários parâmetros biofísicos caracterizadores destas comunidades. Um resultado deste tipo é, particularmente surpreendente, no caso do infravermelho próximo.

Como já foi, várias vezes, referido, o factor que influencia, de forma decisiva, o comportamento das plantas fisiologicamente activas na região espectral do azul e do vermelho consiste na absorção da radiação solar pelos pigmentos fotossintéticos. Por isso, a radiação será tanto mais absorvida quanto maior for a concentração dos pigmentos, por sua vez directamente relacionada com a fitomassa (Curran, 1983a). Ou seja, a reflectância no azul e no vermelho decresce com a quantidade de vegetação. No que diz respeito à região espectral do verde verifica-se uma fraca absorção (o coeficiente de absorção toma aproximadamente o valor 10) da energia radiante que é mais intensamente reflectida. Assim, a reflectância, na região espectral do verde, da vegetação em estado vigoroso, encontra-se positivamente correlacionada com a densidade do coberto vegetal (Leamer *et al.*, 1978). Em relação à reflectância no infravermelho próximo, constata-se que aumenta acentuadamente em função da fitomassa. Este é um facto evidente uma vez que a radiação desta região espectral é intensamente difundida pelas folhas das plantas activas. Quanto ao infravermelho médio verifica-se, normalmente, uma diminuição da reflectância com a densidade da vegetação (Leamer *et al.*, 1978). A resposta das plantas nesta região do espectro deve-se, fundamentalmente, à absorção da radiação solar pela água presente nos tecidos foliares. Isto significa que, quanto maior for a quantidade de plantas presentes, mais

intensa será a absorção da energia radiante. Daí a correlação negativa entre a reflectância no infravermelho médio e a fitomassa.

Todavia, a investigação levada a cabo em regiões áridas e semi-áridas evidenciou a existência de correlações negativas entre a quantidade de vegetação e a reflectância quer no verde quer no infravermelho próximo, tal como se verificou no presente trabalho. Saliente-se que a diminuição da reflectância é muito mais acentuada e invulgar no que diz respeito ao infravermelho próximo. O decréscimo, aparentemente paradoxal, da reflectância nesta região espectral em função da fitomassa foi denominado “vegetative darkening”, isto é, “escurecimento pela vegetação”. Este fenómeno deve-se à interacção de um conjunto de factores, nomeadamente a presença de substratos de cor clara, a diminuição da capacidade de difusão da radiação solar pelas folhas, a formação de sombras e a acumulação de matéria orgânica na superfície do solo (Miller *et al.*, 1981; Musick, 1984; Wilson e Tueller, 1987; Ringrose *et al.*, 1994; Graetz *et al.*, 1988; Ray, 1994; Otterman, 1996; Tsoar e Karnieli, 1996).

Diferentes estudos evidenciam que grande parte dos solos das regiões áridas e semi-áridas são de cor clara e muito reflectivos em todas as bandas espectrais (Satterwhite e Henley, 1987). O facto de se encontrarem, normalmente, secos, faz aumentar ainda mais a diferença entre o seu comportamento espectral e o de solos típicos de outras zonas do globo (Satterwhite e Henley, 1987). Diversos autores têm constatado que as plantas das regiões áridas e semi-áridas, geralmente em estado de carência hídrica, possuem reflectância mais baixa no infravermelho próximo do que plantas de outras regiões, ou do que as mesmas plantas quando têm água disponível (Satterwhite e Henley, 1987). Ou seja, nas regiões áridas e semi-áridas, ao contrário do que é comum, o solo pode apresentar, na região espectral do infravermelho próximo, reflectância mais elevada do que as plantas.

Em condições de boa disponibilidade hídrica, o máximo contraste, no infravermelho próximo, verifica-se entre a vegetação e os solos de cor escura. Por outro lado, as plantas, em estado vigoroso, apresentam, nesta região espectral, elevada reflectância, uma vez que as folhas, verdes e túrgidas, difundem intensamente a radiação solar desta região espectral. Por outro lado, os solos escuros são muito absorventes da radiação, apresentando, por consequência, baixa reflectância. Nas regiões áridas e



semi-áridas verifica-se o oposto, isto é, a maior diferença, no infravermelho próximo, ocorre entre a vegetação e os solos de cor clara. Se, por um lado, as plantas, em carência hídrica, possuem menor aptidão para difundir a energia radiante (apresentando, por isso, reflectância inferior), por outro lado, os solos, de cor clara e secos, reflectem intensamente a radiação. Compreende-se, agora, o fenómeno do decréscimo da reflectância no infravermelho próximo em função da densidade do coberto vegetal nas regiões áridas e semi-áridas: à medida que a fitomassa aumenta, as plantas, de cor “escura”, vão, progressivamente, cobrindo o solo, de cor “clara”, fazendo, assim, diminuir o sinal do pixel na banda do infravermelho próximo.

Graetz e Gentle (1982) verificaram, no estudo de uma zona semi-árida do continente australiano, que o solo, usualmente seco, possuía reflectância mais elevada, em todas as bandas espectrais do MSS do que as plantas (arbustos perenes e gramíneas). Estas, normalmente em estado não vigoroso devido à baixa disponibilidade de água no solo apresentavam baixa reflectância na região do infravermelho próximo. No entanto, após ocorrência de precipitação houve uma inversão no comportamento espectral destas duas componentes da paisagem. Assim, quer as plantas perenes quer as plantas anuais que surgiram nessa altura, eram caracterizadas por reflectância mais elevada do que o solo na região espectral do infravermelho próximo. De facto, depois da chuva as plantas ficaram fisiologicamente activas e, portanto, com maior poder para difundir a radiação. O solo, pelo facto, de estar húmido, passou a ter reflectância inferior do que quando se encontrava seco.

O ensombramento de solos de cor clara, causado pela presença das plantas, contribui, segundo alguns autores, para o “efeito de escurecimento”. De facto, a sombra apresenta baixa reflectância em todas as regiões espectrais, fazendo, assim, diminuir o sinal espectral da cena (Graetz e Gentle, 1982; Musick, 1984; Satterwhite e Henley, 1987; Jakubauskas, 1996; Maas, 1997). À medida que a quantidade de plantas aumenta, cresce também a percentagem do substrato coberto pela sombra das plantas mas só até um determinado valor do grau de cobertura. A partir desse limite a percentagem de substrato à sombra diminui pois o solo passa então a estar ocupado pelas próprias plantas. Price (1993) observou um decréscimo da reflectância no infravermelho próximo com a quantidade de vegetação, até 50% do valor do grau de cobertura, causado, sobretudo, pelo aumento das sombras sobre o solo. Quando o grau

de cobertura ultrapassava o referido valor, a tendência invertia-se, isto é, a reflectância aumentava. Este facto explica-se, pois o solo, em vez de estar coberto pelas sombras, passou a estar coberto pelas plantas, possuidoras, naquele caso, de elevada reflectância no infravermelho próximo.

O “efeito de escurecimento” explica as elevadas correlações encontradas neste estudo entre a manta morta e a reflectância nas várias bandas espectrais (0.66-0.75 para o TM). A manta morta é caracterizada por possuir baixa reflectância em todas as regiões do espectro. Além disso, a sua quantidade é proporcional à densidade da vegetação. Ou seja, o aumento na fitomassa traduz-se por um aumento na quantidade de manta morta sobre o solo, impedindo, assim, progressivamente, a elevada reflexão da radiação solar pela componente edáfica.

Os resultados das correlações desenvolvidas entre a informação espectral e os parâmetros biofísicos caracterizadores dos matos de Cistáceas revelam coeficientes baixos no que diz respeito à biomassa foliar (0.27-0.53 para o TM) e muito baixos em relação à área foliar (0.09-0.11 para o TM), ao contrário do que é comum. No entanto, com base no “efeito de escurecimento”, estes resultados deixam de ser surpreendentes. Na verdade, as folhas representam, durante o Verão, uma pequena proporção da biomassa das plantas. Como já foi, amiúde, referido, ocorre uma forte redução da superfície foliar das Cistáceas, durante a estação seca, por forma a diminuir as perdas de água. Além disso, as poucas folhas restantes encontram-se enroladas e, no geral, possuem uma disposição vertical. Ou seja, as folhas possuem reduzida “capacidade para esconder” o solo, resultando daí as baixas correlações no respeitante à biomassa foliar e à área foliar.

O elevado valor do coeficiente de correlação entre a biomassa lenhosa e a reflectância (0.82-0.93 para o TM) deve-se ao incremento da fracção de solo coberto pela sombra das plantas à medida que a densidade do coberto vegetal aumenta. De outra forma seria difícil explicar o decréscimo da reflectância, sobretudo no vermelho, pois os troncos absorvem pouco a radiação desta região espectral. Yang e Prince (1997) demonstraram, para uma região semi-árida, que a reflectância no vermelho diminuía em função da biomassa lenhosa. O solo possuía elevada reflectância no vermelho enquanto que as sombras e os troncos possuíam reflectância bastante inferior. À

medida que o grau de cobertura aumenta, a percentagem de solo iluminado diminui. A percentagem de solo à sombra aumenta até aproximadamente 50% do grau de cobertura, depois diminui, pois entretanto, as sombras são substituídas pelas plantas.

Verifica-se, pela observação das Tabelas 6.1 e 6.2, que os coeficientes de correlação referentes às bandas do vermelho são mais elevados do que aqueles respeitantes às bandas do infravermelho próximo, para qualquer um dos radiómetros. Estes resultados estão de acordo com estudos realizados em zonas áridas com substratos de cor clara (McDaniel e Haas, 1982; Musick, 1984; Graetz *et al.*, 1988; Ringrose *et al.*, 1989; Duncan *et al.*, 1993; Matheson e Ringrose, 1994) e podem explicar-se pelo facto de que, a partir de um determinado valor do grau de cobertura, ocorre um aumento nos valores da reflectância no infravermelho próximo, o que não se verifica na região do vermelho. Esse aumento ocorre quando as plantas começam a “ocupar” o solo à sombra. De facto, as plantas possuem reflectância mais elevada no infravermelho próximo do que a sombra, o que faz aumentar o sinal global do pixel.

Na região espectral do vermelho verifica-se a continuação do decréscimo nos valores da reflectância ou, quando muito, a sua estabilização. Os fenómenos descritos encontram-se ilustrados na Figura 6.1. Assim, pode constatar-se que parece começar a ocorrer um aumento nos valores da reflectância no infravermelho próximo a partir dos 8000 kg/ha, o mesmo não se podendo dizer em relação à reflectância no vermelho.

Os coeficientes de correlação referentes à banda TM7 são, de uma forma sistemática, ligeiramente superiores em relação aos coeficientes respeitantes à banda TM5. Este facto é concordante com os resultados conseguidos por Leamer *et al.* (1978). Estes autores concluíram que quer a reflectância a 1.65  $\mu\text{m}$  (TM5) quer a 2.2  $\mu\text{m}$  (TM7) se encontra correlacionada com a densidade do coberto vegetal. No entanto, a reflectância a 2.2  $\mu\text{m}$ , permitia um maior contraste espectral entre o solo e a vegetação.

Torna-se, agora, oportuno, lembrarmos os resultados obtidos na fase de correlação entre os valores da intensidade de brilho das 19 comunidades de Cistáceas, nas diferentes combinações de pares de bandas espectrais dos vários radiómetros. Constatou-se, nessa altura, uma mudança no padrão dos valores do coeficiente de

correlação de Pearson consoante as estações. Assim, no Inverno, o padrão era o seguinte: coeficientes de correlação elevados para as três bandas do visível, entre as 2 bandas do infravermelho médio e ligeiramente inferiores entre as bandas do visível e as do infravermelho médio; coeficientes de correlação mais baixos quer entre a banda do infravermelho próximo e as bandas do visível quer entre a banda do infravermelho próximo e as do infravermelho médio. Estes resultados são típicos no que diz respeito à vegetação fisiologicamente activa, como foi, então, referido. No entanto, na estação seca a situação era muito mais simples: coeficientes de correlação elevados e muito semelhantes para todas as combinações de pares de bandas espectrais. Este facto parece indicar que, no Verão, o mesmo factor influencia, de forma decisiva, o comportamento espectral da paisagem, em todas as bandas, conforme foi conjecturado, nessa fase.

Encontramo-nos, agora, em condições de poder afirmar que esse factor será, sem dúvida, o “efeito de escurecimento” pela vegetação. A diminuição da reflectância em função da fitomassa deve-se, não tanto à presença activa da vegetação, mas sim ao facto das plantas (e das sombras respectivas) taparem progressivamente o solo, muito brilhante. Em certos casos poderá verificar-se um aumento nos valores da reflectância (a partir de determinado valor da fitomassa) pelo facto das plantas, mais reflectivas do que as sombras, começarem a tapar, não já o solo iluminado mas sim o solo à sombra. Está-se, assim, perante uma situação complexa em que três componentes de proporção variável e comportamento espectral diferente contribuem para o sinal do pixel: o solo a vegetação e as sombras.

É importante notar-se que, apesar das correlações desenvolvidas entre os parâmetros quantificadores da vegetação e as bandas individuais serem negativas, as correlações com o NDVI são positivas. Este facto sugere que o NDVI não é influenciado pelo “efeito de escurecimento”. Como o solo é mais claro do que a vegetação tanto na banda do vermelho como na do infravermelho próximo, a presença da vegetação escurece a cena em ambas as bandas. Por isso os cálculos envolvidos no índice minimizam o impacto do “efeito de escurecimento”.

O NDVI encontra-se melhor correlacionado com as variáveis biomassa e área foliar do que as bandas individuais. As bandas individuais encontram-se bem

correlacionadas com a manta morta, o que não acontece com o NDVI. Este facto sugere, mais uma vez, que este índice de vegetação não será influenciado pelo “efeito de escurecimento”.

## 7 – CONCLUSÕES

Na região mediterrânica existem, quanto às estratégias adaptativas, dois tipos de plantas arbustivas, que formam comunidades distintas, ocupando meios diferentes: as plantas esclerófilas e as plantas semi-caducifólias. Assim, os matos esclerófilos geralmente ocupam as zonas menos degradadas e representam etapas mais evoluídas da sucessão. Pelo contrário, os matos semi-caducifólios, geralmente formados por Cistáceas, ocupam as zonas mais pobres e degradadas. Se a pressão humana continuar, estas zonas podem, eventualmente, transformar-se num semi-deserto. No entanto, se os arbustos das Cistáceas não forem destruídos, desempenham um papel importante na defesa contra a degradação destas zonas. Por isso é fundamental o acompanhamento destas comunidades vegetais.

A utilização de informação espectral permitiu, neste trabalho, discriminar, em termos de comportamento durante a estação seca não só as áreas de vegetação “natural” das áreas de ocupação essencialmente agrícola mas também os matos esclerófilos dos matos semi-caducifólios. De facto, devido a diferenças morfológicas durante a estação seca, as comunidades de esclerófilas e as comunidades de Cistáceas têm um comportamento espectral diferente. Assim, numa primeira fase é possível separar, através de uma classificação, as áreas ocupadas pelos diferentes tipos de comunidades vegetais. No presente trabalho também ficou claro que, apesar do “efeito de escurecimento” que se faz sentir na zona durante o Verão, quer as bandas espectrais individuais quer o NDVI encontram-se correlacionados com a quantidade de vegetação presente. Apenas as variáveis relacionadas com a superfície foliar não estão correlacionadas com a informação espectral.

As correlações entre as variáveis biofísicas e a informação proveniente dos três radiómetros foram muito semelhantes. Apenas se verificou um problema de saturação com o VNIR nas zonas de ocupação agrícola. Mas, as zonas de matos não pareciam apresentar problemas em termos radiométricos, pelo que pensamos que este radiómetro poderá ser usado, em conjugação com a informação do TM e do HRV para acompanhar a evolução da biomassa dos matos mediterrânicos de Cistáceas.

As correlações entre a biomassa viva e a informação espectral foram elevadas, pelo que se pode concluir que as imagens dos três radiómetros poderão ser usadas para acompanhar a evolução das comunidades de Cistáceas no sul de Portugal.

**8 – BIBLIOGRAFIA**

- AERTS, R. 1989. Aboveground biomass and nutrient dynamics of *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea* in a dry heathland. *Oikos*, **56**: 31-38.
- AERTS, R. e BERENDSE, F. 1989. Above-ground nutrient turnover and net primary production of an evergreen and a deciduous species in a heathland ecosystem. *Journal of Ecology*, **77**: 343-356.
- ALCOFORADO, M. J., ALEGRIA, M. F., PEREIRA, A. R. e SIRGADO, C. 1993. *Domínios bioclimáticos em Portugal definidos por comparação dos índices de Gaussen e de Emberger*. Centro de Estudos Geográficos, Lisboa, 57 pp.
- ALLIER, C. e LACOSTE, A. 1981. Processus dynamiques de reconstitution dans la série du *Quercus ilex* en Corse. *Vegetatio*, **46**: 83-91.
- ANDERSON, G. L., HANSON, J. D. e HAAS, R. H. 1993. Evaluating Landsat Thematic Mapper derived vegetation indices for estimating above-ground biomass on semiarid rangelands. *Remote Sensing of Environment*, **45**: 165-175.
- ARCHIBOLD, O. W. 1995. *Ecology of world vegetation*. Chapman e Hall, 510 pp.
- ARMESTO, J. J. e PICKETT, S. T. A. 1985. Experiments on disturbance in old-field plant communities: impact on species richness and abundance. *Ecology*, **66**: 230-240.
- ASCHMANN, H. 1973. Distribution and peculiarity of mediterranean ecosystems. In: *Mediterranean type ecosystems: origin and structure*. (F. Di Castri e H. A. Mooney, Eds.), Springer-Verlag, pp. 11-19.
- AYYAD, M. A. e EL-GHAREEB, R. E. M. 1982. Salt marsh vegetation of the western Mediterranean desert of Egypt. *Vegetatio*, **49**: 3-19.



- AYYAD, M. A. e EL-KADI, H. F. 1982. Effect of protection and controlled grazing on the vegetation of a Mediterranean desert ecosystem in northern Egypt. *Vegetatio*, **49**: 129-139.
- BALSBERG, A.-M. 1982. Plant biomass, primary production and litter disappearance in a *Filipendula ulmaria* meadow ecosystem, and the effects of cadmium. *Oikos*, **38**: 72-90.
- BARBERO, M. 1981. Les fruticées de la zone bioclimatique méditerranéenne à chêne pubescent: structure, dynamique, zonage, utilization et protection, biomasse. *Forêt Méditerranéenne*, Tome **3**: 101-114.
- BARBOUR, M. G., BURK, J. H. e PITTS, W. D. 1987. *Terrestrial Plant Ecology*, 2<sup>nd</sup> edition. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc., Menlo Park, California, 634 pp.
- BARET, F. e GUYOT, G. 1991. Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, **35**: 161-173.
- BARRETT, E. C. e CURTIS, L. F. 1982. *Introduction to environmental remote sensing*. Chapman and Hall, Ltd., London, 352 pp.
- BARRETO, L. S. 1977. *A produtividade primária da Terra*. Secretaria de Estado do Ambiente, Lisboa, 39 pp.
- BAXES, G. A. 1994. *Digital image processing. Principles and applications*. John Wiley and Sons, Inc., 452 pp.
- BIZZI, S., ARINO, O. e GORYL, P. 1996. Operational algorithm to correct the along track and across track striping in the JERS-1 OPS images. *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 1963-1968.
- BOBBINK, R., den DUBBELDEN, K. e WILLEMS, J. H. 1989. Seasonal dynamics of phytomass and nutrients in chalk grassland. *Oikos*, **55**: 216-224.

- BORGES, A. E. L. 1990. Folha e caule de *Cistus ladanifer* L. *II Congresso Florestal Nacional*, Porto, Novembro, pp. 119-128.
- BOWMAN, W. D. 1989. The relationship between leaf water status, gas exchange, and spectral reflectance in cotton leaves. *Remote Sensing of Environment*, **30**: 249-255.
- BOYER, M., MILLER, J., BELANGER, M. e HARE, E. 1988. Senescence and spectral reflectance in leaves of Northern Pin Oak (*Quercus palustris* Muenchh.). *Remote Sensing of Environment*, **25**: 71-87.
- CAMPBELL, J. B. 1996. *Introduction to remote sensing*, 2<sup>nd</sup> edition. Taylor e Francis, London, 622 pp.
- CAPELO, J. H. 1996a. Esboço da paisagem vegetal da bacia portuguesa do Rio Guadiana. *Silva Lusitana*, nº especial: 13-64.
- CAPELO, J. H. 1996b. Origem e diferenciação das paisagens florestais do Baixo Alentejo. *Revista Florestal*, vol. IX, nº 3: 72-81.
- CASTRI, F. Di. 1981. Mediterranean-type shrublands of the world. In: *Mediterranean-type shrublands*. (F. Di Castri, D. W. Goodall e R. L. Specht, Eds.), Elsevier Scientific Publishing Company, pp. 1-52.
- CATARINO, F. M., CORREIA, O. C. A. e CORREIA, A. I. V. D. 1982. Structure and dynamics of Serra da Arrábida mediterranean vegetation. *Ecologia Mediterranea*, Tome 8: 203-222.
- CHEN, Z., ELVIDGE, C. D. e GROENEVELD, D. P. 1998. Monitoring seasonal dynamics of arid land vegetation using AVIRIS data. *Remote Sensing of Environment*, **65**: 255-266.

- CIBULA, W. G., ZETKA, E. F. e RICKMAN, D. L. 1992. Response of Thematic Mapper bands to plant water stress. *International Journal of Remote Sensing*, **13**: 1869-1880.
- CIHLAR, J., St-LAURENT, L. e DYER, J. A. 1991. Relation between the Normalized Difference Vegetation Index and ecological variables. *Remote Sensing of Environment*, **35**: 279-298.
- CORREIA, O. C. A. 1988. *Contribuição da fenologia e ecofisiologia em estudos da sucessão e dinâmica da vegetação mediterrânica*. Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências, Lisboa.
- CORREIA, O., CATARINO, F., TENHUNEN, J. D. e LANGE, O. L., 1987. Regulation of water use by four species of *Cistus* in the scrub vegetation of the Serra da Arrábida, Portugal. In: *Plant response to stress. Functional analysis in mediterranean ecosystems* (J. D. Tenhunen, F. M. Catarino, O. L. Lange and W. C. Oechel, Eds.), Springer-Verlag, pp. 247-258.
- CRIPPEN, R. E. 1990. Calculating the Vegetation Index faster. *Remote Sensing of Environment*, **34**: 71-73.
- CURRAN, P. J. 1982. Multispectral photographic remote sensing of green vegetation biomass and productivity. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **48**: 243-250.
- CURRAN, P. J. 1983a. Multispectral remote sensing for the estimation of green leaf area index. *Phil. Trans. R. Soc. London*, **A309**: 257-270.
- CURRAN, P. J. 1983b. Problems in the remote sensing of vegetation canopies for biomass estimation. In: *Ecological mapping from ground, air and space*. (R. Fuller, Ed.), Institute of Terrestrial Ecology, NERC, pp. 84-100.

- CURRAN, P. J. e MILTON, E. J. 1983. The relationships between the chlorophyll concentration, LAI and reflectance of a simple vegetation canopy. *International Journal of Remote Sensing*, **4**: 247-255.
- DAUGHTRY, C. S. T. e WALTHALL, C. L. 1998. Spectral discrimination of *Cannabis sativa* L. leaves and canopies. *Remote Sensing of Environment*, **64**: 192-201.
- de SOUSA FILHO, C. R., DRURY, S. A., DENNISS, A. M., CARLTON, R. W. T. e ROTHERY, D. A. 1996. Restoration of corrupted optical Fuyo-1 (JERS-1) data using frequency domain techniques. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **62**: 1037-1047.
- DIAS, A. S., DIAS, L. S. e PEREIRA, I. P. 1989. *Cistus ladanifer* L. (esteva). Caracterização e perspectivas de utilização. *II Congresso de áreas protegidas*, Lisboa, 4-8 Dezembro, pp. 275-283.
- DUNCAN, J., STOW, D., FRANKLIN, J. e HOPE, A. 1993. Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, **14**: 3395-3416.
- EHLERINGER, J. R. e COMSTOCK, J. 1987. Leaf absorptance and leaf angle: mechanisms for stress avoidance. In: *Plant response to stress. Functional analysis in mediterranean ecosystems* (J. D. Tenhunen, F. M. Catarino, O. L. Lange and W. C. Oechel, Eds.), Springer-Verlag, pp. 55-76.
- ELVIDGE, C. D. e LYON, R. J. P. 1985. Influence of rock-soil spectral variation on the assessment of green biomass. *Remote Sensing of Environment*, **17**: 265-279.
- ESTES, J. E. e COSENTINO, M. J. 1989. Remote sensing of vegetation. In: *Global ecology. Towards a science of the biosphere*, (M. B. Rambler, L. Margulis, e R. Fester, Eds.), Academic Press, Inc., pp. 75-111.

- EVERITT, J. H. e NIXON, P. R. 1986. Canopy reflectance of two drought-stressed shrubs. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **52**: 1189-1192.
- EVERITT, J. H., ESCOBAR, D. E. e RICHARDSON, A. J. 1989. Estimating grassland phytomass production with near-infrared and mid-infrared spectral variables. *Remote Sensing of Environment*, **30**: 257-261.
- FERREIRA, A. B., FERREIRA, D. B., MACHADO, C. R., MACHADO, M. J., PEREIRA, A. R., RAMOS, C., RODRIGUES, M. L. e ZÊZERE, J. L. 1993. *A erosão do solo e a intervenção do homem no Portugal mediterrâneo*. Centro de Estudos Geográficos, Lisboa, 103 pp.
- FLOYD, D. A. e ANDERSON, J. E. 1982. A new point interception frame for estimating cover of vegetation. *Vegetatio*, **50**: 185-186.
- FONSECA, A. M. B. D. 1998. *Análise quantitativa de imagens: utilização de imagens numéricas multiespectrais no controlo do desenvolvimento urbano*. Laboratório Nacional de Engenharia Civil, 278 pp.
- FORSETH, I. N. e EHLERINGER, J. R. 1982. Ecophysiology of two solar tracking desert winter annuals. II. Leaf movements, water relations and microclimate. *Oecologia*, **54**: 41-49.
- FRANKLIN, J. 1986. Thematic Mapper analysis of coniferous forest structure and composition. *International Journal of Remote Sensing*, **10**: 1287-1301.
- GAO, B.-C. e GOETZ, A. F. H. 1994. Extraction of dry leaf spectral features from reflectance spectra of green vegetation. *Remote Sensing of Environment*, **47**: 369-374.
- GOUNOT, M. 1969. *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson et Cie, Éditeurs, Paris.

- GRAETZ, R. D. e GENTLE, M. R. 1982. The relationships between reflectance in the Landsat wavebands and the composition of an Australian semi-arid shrub rangeland. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **48**: 1721-1730.
- GRAETZ, R. D., PECH, R. P. e DAVIS, A. W. 1988. The assessment and monitoring of sparsely vegetated rangelands using calibrated Landsat data. *International Journal of Remote Sensing*, **9**: 1201-1222.
- GROSS, M. F., KLEMAS, V. e LEVASSEUR, J. E. 1986. Remote sensing of *Spartina anglica* biomass in five French salt marshes. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 657-664.
- HARDISKY, M. A., SMART, R. M. e KLEMAS, V. 1983. Seasonal spectral characteristics and aboveground biomass of the tidal marsh plant *Spartina alterniflora*. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **49**: 85-92.
- HARDISKY, M. A., DAIBER, F. C., ROMAN, C. T. e KLEMAS, V. 1984. Remote sensing of biomass and annual net aerial primary productivity of a salt marsh. *Remote Sensing of Environment*, **16**: 91-106.
- HENRY, M. C. e HOPE, A. S. 1998. Monitoring post-burn recovery of chaparral vegetation in southern California using multi-temporal satellite data. *International Journal of Remote Sensing*, **19**: 3097-3107.
- HILL, J. 1993. Monitoring land degradation and soil erosion in Mediterranean environments. *ITC Journal*, **4**: 323-331.
- HILL, J. (Ed.). 1996. DeMon, *Integrated approaches to desertification mapping and monitoring in the Mediterranean basin*. Final Report of the DeMon-1 Project, Space Applications Institute, Joint Research Center, European Commission, Brussels-Luxembourg.

- HILL, J. e AIFADOPOULOU, D. 1990. Comparative analysis of Landsat-5 TM and SPOT HRV-1 data for use in multiple sensor approaches. *Remote Sensing of Environment*, **34**: 55-70.
- HOFFER, R. M. 1978. Biological and physical considerations in applying computer-aided analysis techniques to remote sensor data. In: *Remote sensing: the quantitative approach*, (P. H. Swain e S. M. Davis, Eds.), Mc Graw-Hill Book Company, pp. 227-289.
- HOLBEN, B. N., SCHUTT, J. B. e McMURTREY, J., III. 1983. Leaf water stress detection utilizing Thematic Mapper bands 3, 4 and 5 in soybean plants. *International Journal of Remote Sensing*, **4**: 289-297.
- HOLM, R. G., JACKSON, R. D., YUAN, B., MORAN, M. S., SLATER, P. N. e BIGGAR, S. F. 1989. Surface reflectance factor retrieval from Thematic Mapper data. *Remote Sensing of Environment*, **27**: 47-57.
- HORD, R. M. 1986. *Remote sensing: methods and applications*. John Wiley e Sons, 362 pp.
- HUETE, A. R. 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, **25**: 295-309.
- HUETE, A. R. e JACKSON, R. D. 1987. Suitability of spectral indices for evaluating vegetation characteristics on arid rangelands. *Remote Sensing of Environment*, **23**: 213-232.
- HUETE, A. R., LIU, H. Q., BATCHILY, K. e LEEUWEN, W. van. 1997. A comparison of vegetation indices over a global set of TM images for EOS-MODIS. *Remote Sensing of Environment*, **59**: 440-451.
- HUNT, E. R., Jr., ROCK, B. N. e NOBEL, P. S. 1987. Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. *Remote Sensing of Environment*, **22**: 429-435.

- HURCOM, S. J. e HARRISON, A. R. 1998. The NDVI and spectral decomposition for semi-arid vegetation abundance estimation. *International Journal of Remote Sensing*, **19**: 3109-3125.
- HURCOM, S. J., HARRISON, A. R. e TABERNER, M. 1996. Assessment of biophysical vegetation properties through spectral decomposition techniques. *Remote Sensing of Environment*, **56**: 203-214.
- JACKSON, R. D. e HUETE, A. R. 1991. Interpreting vegetation indices. *Preventive Veterinary Medicine*, **11**: 185-200.
- JAKUBAUSKAS, M. E. 1996. Thematic Mapper characterization of lodgepole pine seral stages in Yellowstone National Park, USA. *Remote Sensing of Environment*, **56**: 118-132.
- JORDAN, C. F. 1969. Derivation of leaf area index from quality of light on the forest floor. *Ecology*, **50**: 663-666.
- KARASKA, M. A., WALSH, S. J. e BUTLER, D. R. 1986. Impact of environmental variables on spectral signatures acquired by the LANDSAT Thematic Mapper. *International Journal of Remote sensing*, **7**: 1653-1667.
- KARNIELI, A., SHACHAK, M., TSOAR, H., ZAADY, E., KAUFMAN, Y., DANIN, A. e PORTER, W. 1996. The effect of microphytes on the spectral reflectance of vegetation in semiarid regions. *Remote Sensing of Environment*, **57**: 88-96.
- KIRBY, C. J. e GOSSELINK, J. G. 1976. Primary production in a Louisiana gulf coast *Spartina alterniflora* marsh. *Ecology*, **57**: 1052-1059.
- KOCH, B., AMMER, U., SCHNEIDER, T. e WITTMEIER, H. 1990. Spectroradiometer measurements in the laboratory and in the field to analyse the influence of different damage symptoms on the reflection spectra of forest trees. *International Journal of Remote sensing*, **11**: 1145-1163.



- KUCHLER, A. W. e ZONNEVELD, I. S. 1988. Floristic analysis of vegetation. In: *Vegetation mapping*. (A. W. Kuchler e I. S. Zonneveld, Eds.), Kluwer Academic Publishers, pp. 51-66.
- KUMMEROW, J. 1973. Comparative anatomy of sclerophylls of mediterranean climatic areas. In: *Mediterranean type ecosystems: origin and structure*. (F. Di Castri e H. A. Mooney, Eds.), Springer-Verlag, pp. 157-167.
- LANGE, O. L., HARLEY, P. C., BEYSCHLAG, W. e TENHUNEN, J. D. 1987. Gas exchange methods for characterizing the impact of stress on leaves. In: *Plant response to stress. Functional analysis in mediterranean ecosystems* (J. D. Tenhunen, F. M. Catarino, O. L. Lange and W. C. Oechel, Eds.), Springer-Verlag, pp. 3-25.
- LAWRENCE, R. L. e RIPPLE, W. J. 1998. Comparisons among vegetation indices and bandwise regression in a highly disturbed, heterogeneous landscape: Mount St. Helens, Washington. *Remote Sensing of Environment*, **64**: 166-175.
- LEAMER, R. W., NORIEGA, J. R. e WIEGAND, C. L. 1978. Seasonal changes in reflectance of two wheat cultivars. *Agronomy Journal*, **70**: 113-118.
- LEPRIEUR, C., KERR, Y. H. e PICHON, J. M: 1996. Critical assessment of vegetation indices from AVHRR in a semi-arid environment. *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 2549-2563.
- LILLESAND, T. M. e KIEFER, R. W. 1994. *Remote sensing and image interpretation*, 3rd edition, John Wiley and Sons, Inc.
- LINTHURST, R. A. e REIMOLD, R. J. 1978. An evaluation of methods for estimating the net aerial primary productivity of estuarine angiosperms. *Journal of Applied Ecology*, **15**: 919-931.

- LOSSAINT, P. 1973. Soil-vegetation relationships in mediterranean ecosystems of southern France. In: *Mediterranean type ecosystems: origin and structure*. (F. Di Castri e H. A. Mooney, Eds.), Springer-Verlag, pp. 199-210.
- LOUSÃ, M., ESPÍRITO SANTO, M. D., ROSA, M. L. e LUZ, J. P. 1989. Estevais do centro e sul de Portugal. *Studia Botanica*, **8**: 67-77.
- MAAS, S. J., 1997. Structure and reflectance of irrigated cotton leaf canopies. *Agronomy Journal*, **89**: 54-59.
- MANIÈRE, R., CHAMIGNON, C., COURBOULES, J. e BARBERO, M. 1990. Données Thematic Mapper de Landsat et perception de l'occupation du sol en milieu méditerranéen. *International Journal of Remote Sensing*, **11**: 69-93.
- MARKHAM, B. L. e BARKER, J. L. 1986. Landsat MSS and TM post-calibration dynamic ranges. Exoatmospheric reflectances and at-satellite temperatures. EOSAT. *Landsat Technical Notes*, nº 1, pp. 229-241.
- MATHESON, W. e RINGROSE, S. 1994. The development of image processing techniques to assess changes in green vegetation cover along a climatic gradient through Northern Territory, Australia. *International Journal of Remote Sensing*, **15**: 17-47.
- MATHER, P. M. 1987. Computer processing of remotely-sensed images. An introduction. John Wiley e Sons, 352 pp.
- McDANIEL, K. C. e HAAS, R. H. 1982. Assessing mesquite-grass vegetation condition from landsat. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **48**: 441-450.
- MILLER, P. C. e HAJEK, E. 1981. Resource availability and environmental characteristics of mediterranean type ecosystems. In: *Resource use by chaparral and matorral. A comparison of vegetation function in two*

- mediterranean type ecosystems*. (P. C. Miller, Ed.), Springer-Verlag, pp. 17-41.
- MILLER, P. C., HAJEK, E., POOLE, D. K. e ROBERTS, S. W., 1981. Microclimate and energy exchange. In: *Resource use by chaparral and matorral. A comparison of vegetation function in two mediterranean type ecosystems* (P. C. Miller, Ed.), Springer-Verlag, pp. 97-121.
- MILTON, N. M. e MOUAT, D. A. 1989. Remote sensing of vegetation responses to natural and cultural environmental conditions. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **55**: 1167-1173.
- MOONEY, H. A. e DUNN, E. L. 1970. Convergent evolution of mediterranean-climate evergreen sclerophyll shrubs. *Ecology*, **24**: 292-303.
- MORAN, M. S., JACKSON, R. D., HART, G. F., SLATER, P. N., BARTELL, R. J., BIGGAR, S. F., GELLMAN, D. I. e SANTER, R. P. 1990. Obtaining surface reflectance factors from atmospheric and view angle corrected SPOT-1 HRV data. *Remote Sensing of Environment*, **32**: 203-214.
- MUSICK, H. B. 1984. Assessment of Landsat Multispectral Scanner spectral indices for monitoring arid rangeland. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* GE-22: 512-519.
- MYERS, V. I. 1983. Remote sensing applications in agriculture. In: *Manual of Remote Sensing*, 2<sup>nd</sup> edition. (R. N. Colwell, Ed.), American Society of Photogrammetry, Falls Church, Virginia, pp. 2111-2228.
- MYNENI, R. B. e WILLIAMS, D. L. 1994. On the relationship between FAPAR and NDVI. *Remote Sensing of Environment*, **49**: 200-211.
- NAHAL, I. 1981. The mediterranean climate from a biological viewpoint. In: *Mediterranean-type shrublands*. (F. Di Castri, D. W. Goodall e R. L. Specht, Eds.), Elsevier Scientific Publishing Company, pp. 63-86.

- NISHIDAI, T. 1993. Early results from "Fuyo-1" Japan's Earth Resources satellite (JERS-1). *International Journal of Remote Sensing*, **14**: 1825-1833.
- OHMANN, L. F., GRIGAL, D. F. e ROGERS, L. L. 1981. *Estimating plant biomass for undergrowth species of northern Minnesota*. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, General Technical Report NC-61, 10 pp.
- OTTERMAN, J. 1996. Desert-scrub as the cause of reduced reflectances in protected versus impacted sandy arid areas. *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 615-619.
- PASKOFF, R. P. 1973. Geomorphological processes and characteristic landforms in the mediterranean regions of the world. In: *Mediterranean type ecosystems: origin and structure*. (Di Castri e H. A. Mooney, Eds.), Springer-Verlag, pp. 53-60.
- PECH, R. P., DAVIS, A. W., LAMACRAFT, R. R. e GRAETZ, R. D. 1986. Calibration of LANDSAT data for sparsely vegetated semi-arid rangelands. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 1729-1750.
- PENA, A., GOMES, L. M. e CABRAL, J. M. 1985. O problema da desertificação: o concelho de Mértola como exemplo. *Congresso sobre o Alentejo – Semeando Novos Rumos*, Évora, Outubro, pp. 502-508.
- PRICE, J. C. 1992. Estimating vegetation amount from visible and near infrared reflectances. *Remote Sensing of Environment*, **41**: 29-34.
- PRICE, K. P. 1993. Detection of soil erosion within pinyon-juniper woodlands using Thematic Mapper (TM) data. *Remote Sensing of Environment*, **45**: 233-248.

- PUREVDORJ, Ts., TATEISHI, R., ISHIYAMA, T. e HONDA, Y. 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing*, **19**: 3519-3535.
- QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A. R., KERR, Y. H. e SOROOSHIAN, S. 1994. A modified soil adjusted vegetation index. *Remote Sensing of Environment*, **48**: 119-126.
- QUÉZEL, P. 1981. The study of plant groupings in the countries surrounding the mediterranean: some methodological aspects. In: *Mediterranean-type shrublands*. (F. Di Castri, D. W. Goodall e R. L. Specht, Eds.), Elsevier Scientific Publishing Company, pp. 87-90.
- RAM, J., SINGH, J. S. e SINGH, S. P. 1989. Plant biomass, species diversity and net primary production in a central Himalayan high altitude grassland. *Journal of Ecology*, **77**: 456-468.
- RAVEN, P. H. 1973. The evolution of mediterranean floras. In: *Mediterranean type ecosystems: origin and structure*. (F. Di Castri e H. A. Mooney, Eds.), Springer-Verlag, pp. 213-224.
- RAY, T. W. 1995. *Remote monitoring of land degradation in arid/semiarid regions*. Ph.D. Thesis, California Institute of Technology, California, 415 pp.
- REINERS, W. A., STRONG, L. L., MATSON, P. A., BURKE, I. C. e OJIMA, D. S. 1989. Estimating biogeochemical fluxes across sagebrush-steppe landscapes with Thematic Mapper imagery. *Remote Sensing of Environment*, **28**: 121-129.
- RICHARDS, J. A. 1993. *Remote sensing digital image analysis. An introduction*. Springer-Verlag, 340 pp.
- RICHARDSON, A. J. e WIEGAND, C. L. 1977. Distinguishing vegetation from soil background information. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **43**: 1541-1552.

- RINGROSE, S. e MATHESON, W. 1987. Spectral assessment of indicators of range degradation in the Botswana Hardveld environment. *Remote Sensing of Environment*, **23**: 379-396.
- RINGROSE, S. e MATHESON, W. 1992. Spectral assessment of residual range condition in central northern territory. In: *Conservation and development issues in North Australia*. (I. Moffat e A. Webb, Eds.), North Australian Research Unit, Darwin.
- RINGROSE, S., MATHESON, W., MATLALA, C. J. S. S., O'NEILL, T. e WERNER, P. A. 1994. Vegetation spectral reflectance along a north-south vegetation gradient in northern Australia. *Journal of Biogeography*, **21**: 33-47.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S. 1993. Bases para una nueva clasificación bioclimática de la tierra. *Folia Botanica Matritensis*, **10**: 1-23. XIII Jornadas de Fitosociología, Lisboa, 29 Sep.-1 Out., 23 pp.
- ROBINOVE, C. J. 1982. Computation with physical values from Landsat digital data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **48**: 781-784.
- ROCK, B. N., HOSHIZAKI, T. e MILLER, J. R. 1988. Comparison of *in situ* and airborne spectral measurements of the blue shift associated with forest decline. *Remote Sensing of Environment*, **24**: 109-127.
- RONDEAUX, G., STEVEN, M. e BARET, F. 1996. Optimization of soil-adjusted vegetation indices. *Remote Sensing of Environment*, **55**: 95-107.
- ROUSE, J. W., HAAS, R. H., SCHELL, J. A., DEERING, D. W. e HARLAN, J. C. 1973. Monitoring the vernal advancement and retrogradation (greenwave effect) of natural vegetation, NASA/GSFC Type III Final Report, Greenbelt, M. D.

- ROUSSOPOULOS, P. J. e LOOMIS, R. M. 1980. Weights and dimensional properties of shrubs and small trees of the Great Lakes conifer forest. U. S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, Research Paper NC-178, 6 pp.
- RUNNING, S. W., PETERSON, D. L., SPANNER, M. A. e TEUBER, K. B. 1986. Remote sensing of coniferous forest leaf area. *Ecology*, **67**: 273-276.
- SANTER, R., GU, X. F., GUYOT, G., DEUZÉ, J. L., DEVAUX, C., VERMOTE, E. e VERBRUGGHE, M. 1992. SPOT calibration at the La Crau test site (France). *Remote Sensing of Environment*, **41**: 227-237.
- SANTOS, C. P. D. 1996. O abandono dos campos agrícolas e suas implicações nas comunidades de aves nidificantes. *Ciência e Natureza*, nº **2**: 95-102.
- SATTERWHITE, M. B. e HENLEY, J. P. 1987. Spectral characteristics of selected soils and vegetation in northern Nevada and their discrimination using band ratio techniques. *Remote Sensing of Environment*, **23**: 155-175.
- SCHAEFER, R. 1973. Microbial activity under seasonal conditions of drought in mediterranean climates. In: *Mediterranean type ecosystems: origin and structure*. (Di Castri e H. A. Mooney, Eds.), Springer-Verlag, pp. 191-198.
- SENSEMAN, G. M., BAGLEY, C. F. e TWEDDALE, S. A. 1996. Correlation of rangeland cover measures to satellite-imagery-derived vegetation indices. *Geocarto International*, **11**: 29-38.
- SEQUEIRA, E. M. 1991. Desertificação – evolução da situação em Portugal. *Ciência e Natureza*, nº **1**: 57-72.
- SHAVER, G. R. 1986. Woody stem production in Alaskan tundra shrubs. *Ecology*, **67**: 660-669.

- SHAW, D. T., MALTHUS, T. J. e KUPIEC, J. A. 1998. High-spectral resolution data for monitoring Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) regeneration. *International Journal of Remote Sensing*, **19**: 2601-2608.
- SINCLAIR, T. R., HOFFER, R. M. e SCHREIBER, M. M. 1971. Reflectance and internal structure of leaves from several crops during a growing season. *Agronomy Journal*, **63**: 864-868.
- SINGH, J. S. LAUENROTH, W. K. e STEINHORST, R. K, 1975. Review and assessment of various techniques for estimating net aerial primary production in grasslands from harvest data. *The Botanical Review*, **41**: 181-232.
- SINGH, A., MADAN, M. e VASUDEVAN, P. 1990. Estimation of the aerial biomass of weedy shrubs by regression methods: studies on *Adhatoda vasica*. *Forest Ecology and Management*, **32**: 167-172.
- SINGH, J. S., LAUENROTH, W. K., HEITSCHMIDT, R. K. e DODD, J. L. 1983. Structural and functional attributes of the vegetation of northern mixed prairie of North America. *The Botanical Review*, **49**: 117-149.
- SMITH, L. M. e KADLEC, J. A. 1985. Fire and herbivory in a Great Salt Lake marsh. *Ecology*, **66**: 259-265.
- SOHN, Y. e McCOY, R. M. 1997. Mapping desert shrub rangeland using spectral unmixing and modeling spectral mixtures with TM data. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **63**: 707-716.
- SPANNER, M. A., PIERCE, L. L., PETERSON, D. L. e RUNNING, S. W. 1990. Remote sensing of temperate coniferous forest leaf area index. The influence of canopy closure, understory vegetation and background reflectance. *International Journal of Remote Sensing*, **11**: 95-111.
- STEVEN, M. D. 1987. Ground truth. An underview. *International Journal of Remote Sensing*, **8**: 1033-1038.



- STEVEN, M. D. 1998. The sensitivity of the OSAVI vegetation index to observational parameters. *Remote Sensing of Environment*, **63**: 49-60.
- STOW, D., BURNS, B. e HOPE, A. 1989. Mapping arctic tundra vegetation types using digital SPOT/HRV-XS data. A preliminary assessment. *International Journal of Remote Sensing*, **10**: 1451-1457.
- TEILLET, P. M. e FEDOSEJEVS, G. 1995. On the dark target approach to atmospheric correction of remotely sensed data. *Canadian Journal of Remote Sensing*, **21**: 373-387.
- THOMAS, J. R. e GAUSMAN, H. W. 1977. Leaf reflectance vs. leaf chlorophyll and carotenoid concentrations for eight crops. *Agronomy Journal*, **69**: 799-802.
- THOME, K., MARKHAM, B., BARKER, J., SLATER, P. e BIGGAR, S. 1997. Radiometric calibration of Landsat. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, **63**: 853-858.
- TODD, S. W., HOFFER, R. M. e MILCHUNAS, D. G. 1998. Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. *International Journal of Remote Sensing*, **19**: 427-438.
- TOWNSHEND, J. R. G. e JUSTICE, C. O. 1986. Analysis of the dynamics of African vegetation using the Normalized Difference Vegetation Index. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 1435-1445.
- TSOAR, H. e KARNIELI, A. 1996. What determines the spectral reflectance of the Negev-Sinai sand dunes. *International Journal of Remote Sensing*, **17**: 513-525.
- TUCKER, C. J. 1979. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, **8**: 127-150.

- TUCKER, C. J. 1980. A spectral method for determining the percentage of green herbage material in clipped samples. *Remote Sensing of Environment*, **9**: 175-181.
- TUCKER, C. J. e SELLERS, P. J. 1986. Satellite remote sensing of primary production. *International Journal of Remote Sensing*, **7**: 1395-1416.
- TUCKER, C. J., VANPRAET, C., BOERWINKEL, E. e GASTON, A. 1983. Satellite remote sensing of total dry matter production in the Senegalese Sahel. *Remote Sensing of Environment*, **13**: 461-474.
- TUCKER, C. J., HIELKEMA, J. V. e ROFFEY, J. 1985. The potential of satellite remote sensing of ecological conditions for survey and forecasting desert-locust activity. *International Journal of Remote Sensing*, **6**: 127-138.
- UNESCO. 1977. *Mediterranean forests and maquis: ecology, conservation and management*, MAB Technical Notes 2, Paris, 79 pp.
- VEIGA, A. T. R. B. da e PEREIRA, E. A. S. 1984. *Estudos de vegetação arbustiva em duas parcelas de montado de sobro*. Relatório de actividades das alunas estagiárias do Curso de Engenheiro Silvicultor, Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- VERMA, K. S., SAXENA, R. K., HAJARE, T. N. and RAMESH KUMAR, S. C. 1998. Gram yield estimation through SVI under variable soil and management conditions. *International Journal of Remote Sensing*, **19**: 2469-2476.
- WALTER, H. 1979. *Vegetation of the Earth and ecological systems of the geobiosphere*, 2<sup>nd</sup> edition. Springer-Verlag, 274 pp.
- WEISER, R. L., ASRAR, G., MILLER, G. P. e KANEMASU, E. T. 1986. Assessing grassland biophysical characteristics from spectral measurements. *Remote Sensing of Environment*, **20**: 141-152.

- WERNER, C., CORREIA, O. A., RYEL, R. J. e BEYSCHLAG, W. 1998. Modelling whole-plant primary production of macchia species: assessing the effects of photoinhibition and foliage orientation. *Revista de Biologia*, **16**: 247-257.
- WEST, N. E. e REESE, G. A. 1984. Average seasonal phytomass: a temporally independent index of herbaceous plant dominance. *Vegetatio*, **57**: 137-142.
- WHITTAKER, R. H. e MARKS, P. L. 1975. Methods of assessing terrestrial productivity. In: *Primary production of the biosphere*. (H. Lieth e R. Whittaker, Eds.), Springer-Verlag, pp. 55-118.
- WIEGAND, C. L., RICHARDSON, A. J., ESCOBAR, D. E. e GERBERMANN, A. H. 1991. Vegetation indices in crop assessments. *Remote Sensing of Environment*, **35**: 105-119.
- WIEGERT, R. G. 1962. The selection of an optimum quadrat size for sampling the standing crop of grasses and forbs. *Ecology*, **43**: 125-129.
- WILLEMS, J. H. 1983. Species composition and aboveground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio*, **52**: 171-180.
- WILLIAMSON, H. D. 1989. Reflectance from shrubs and under-shrub soil in a semiarid environment, *Remote Sensing of Environment*, **29**: 263-271.
- WILSON, R. O. e TUELLER, P. T. 1987. Aerial and ground spectral characteristics of rangeland plant communities in Nevada. *Remote Sensing of Environment*, **23**: 177-191.
- WOOLLEY, J. T. 1971. Reflectance and transmittance of light by leaves. *Plant Physiology*, **47**: 656-662.
- YANG, J. and PRINCE, S. D. 1997. A theoretical assessment of the relation between woody canopy cover and red reflectance. *Remote Sensing of Environment*, **59**: 428-439.

YODER, B. e WARING, R. H. 1994. The Normalized Difference Vegetation Index of small Douglas-Fir canopies with varying chlorophyll concentrations. *Remote Sensing of Environment*, **49**: 81-91.

Tabela A11 - Valores de brilho para os 32 locais de amostragem, no TM, imagem de Verão.

Tipo de biótopo	Ponto de amostragem	TM1 (Valor de brilho)	TM2 (Valor de brilho)	TM3 (Valor de brilho)	TM4 (Valor de brilho)	TM5 (Valor de brilho)	TM7 (Valor de brilho)	TM6 (Valor de brilho)
Mato de cistáceas	I	73	33	42	49	110	56	162
Mato de cistáceas	II	79	41	52	57	112	61	160
Mato de cistáceas	III	69	32	40	46	104	53	159
Mato de cistáceas	IV	68	31	39	46	108	52	163
Mato de cistáceas	V	78	39	52	55	123	66	162
Mato de cistáceas	VI	80	42	55	57	115	64	161
Mato de cistáceas	VII	65	30	34	44	85	39	157
Mato de cistáceas	VIII	66	29	34	41	87	43	153
Mato de cistáceas	X	65	29	33	42	81	38	152
Mato de cistáceas	XI	67	30	34	43	84	39	153
Mato de cistáceas	XII	66	30	36	51	88	40	158
Mato de cistáceas	XIII	64	28	31	46	83	37	156
Mato de cistáceas	XIV	68	30	38	45	95	48	156
Mato de cistáceas	XV	66	29	34	40	86	42	155
Mato de cistáceas	XVI	66	29	33	41	87	41	156
Mato de cistáceas	XVII	68	30	37	44	103	50	162
Mato de cistáceas	XVIII	86	44	60	64	147	76	160
Mato de cistáceas	XX	81	41	55	60	132	68	161
Mato de cistáceas	XXII	74	35	44	51	100	50	163
Pousio	XXIII	100	55	79	83	177	88	153
Pousio	XXIV	92	47	67	73	171	80	161
Pousio	XXVII	83	42	59	64	146	69	160
Pousio	XXXV	90	47	68	74	166	80	162
Pousio	XXXVI	85	44	64	68	150	77	160
Restolho	XXVI	109	66	100	103	178	88	153
Restolho	XXVIII	102	58	85	89	171	84	155
Restolho	XXXII	91	50	76	82	155	71	154
Restolho	XXXIII	99	57	83	90	165	76	153
Solos a nu	XIX	94	53	73	68	150	91	158
Solos a nu	XXI	94	53	74	70	145	89	157
Solos a nu	XXV	93	56	81	78	163	97	153
Solos a nu	XXIX	90	50	72	70	143	88	159

Tabela AI2 - Valores de brilho para os 32 locais de amostragem, no HRV.

<b>Tipo de biótopo</b>	<b>Ponto de amostragem</b>	<b>HRV1 (Valor de brilho)</b>	<b>HRV2 (Valor de brilho)</b>	<b>HRV3 (Valor de brilho)</b>
Mato de cistáceas	I	55	52	58
Mato de cistáceas	II	63	61	67
Mato de cistáceas	III	51	48	55
Mato de cistáceas	IV	49	43	51
Mato de cistáceas	V	64	63	68
Mato de cistáceas	VI	67	67	70
Mato de cistáceas	VII	47	40	50
Mato de cistáceas	VIII	49	43	50
Mato de cistáceas	X	44	36	48
Mato de cistáceas	XI	46	38	48
Mato de cistáceas	XII	49	43	57
Mato de cistáceas	XIII	46	37	53
Mato de cistáceas	XIV	52	48	56
Mato de cistáceas	XV	50	43	50
Mato de cistáceas	XVI	48	41	50
Mato de cistáceas	XVII	48	42	50
Mato de cistáceas	XVIII	68	67	73
Mato de cistáceas	XX	66	67	72
Mato de cistáceas	XXII	58	54	61
Pousio	XXIII	90	92	98
Pousio	XXIV	79	80	89
Pousio	XXVII	69	71	79
Pousio	XXXV	77	80	89
Pousio	XXXVI	71	73	80
Restolho	XXVI	106	118	124
Restolho	XXVIII	92	99	104
Restolho	XXXII	78	86	96
Restolho	XXXIII	89	98	106
Solos a nu	XIX	80	84	79
Solos a nu	XXI	83	89	82
Solos a nu	XXV	82	93	87
Solos a nu	XXIX	77	84	79

Tabela AI3 - Valores de brilho para os 32 locais de amostragem, no VNIR.

<b>Tipo de biótopo</b>	<b>Ponto de amostragem</b>	<b>VNIR3 (Valor de brilho)</b>	<b>VNIR4 (Valor de brilho)</b>	<b>VNIR5 (Valor de brilho)</b>
Mato de cistáceas	I	118	153	151
Mato de cistáceas	II	148	189	176
Mato de cistáceas	III	118	161	152
Mato de cistáceas	IV	110	142	138
Mato de cistáceas	V	141	197	176
Mato de cistáceas	VI	143	202	174
Mato de cistáceas	VII	103	120	131
Mato de cistáceas	VIII	106	139	135
Mato de cistáceas	X	107	125	134
Mato de cistáceas	XI	109	129	133
Mato de cistáceas	XII	117	140	154
Mato de cistáceas	XIII	102	123	140
Mato de cistáceas	XIV	113	144	144
Mato de cistáceas	XV	112	138	135
Mato de cistáceas	XVI	103	128	135
Mato de cistáceas	XVII	115	148	138
Mato de cistáceas	XVIII	137	200	180
Mato de cistáceas	XX	150	209	185
Mato de cistáceas	XXII	135	180	168
Pousio	XXIII	190	252	235
Pousio	XXIV	169	240	216
Pousio	XXVII	144	211	191
Pousio	XXXV	163	232	211
Pousio	XXXVI	149	213	199
Restolho	XXVI	215	252	251
Restolho	XXVIII	197	252	252
Restolho	XXXII	167	250	239
Restolho	XXXIII	183	252	251
Solos a nu	XIX	182	251	214
Solos a nu	XXI	188	252	218
Solos a nu	XXV	187	252	227
Solos a nu	XXIX	174	251	209

Tabela AI4 - Valores de brilho para os 32 locais de amostragem, no TM, imagem de Inverno.

Tipo de biótopo	Ponto de amostragem	TM1 (Valor de brilho)	TM2 (Valor de brilho)	TM3 (Valor de brilho)	TM4 (Valor de brilho)	TM5 (Valor de brilho)	TM7 (Valor de brilho)	TM6 (Valor de brilho)
Mato de cistáceas	I	43	17	17	34	51	20	103
Mato de cistáceas	II	47	21	22	36	54	25	103
Mato de cistáceas	III	44	18	19	31	46	20	102
Mato de cistáceas	IV	43	18	17	39	40	14	100
Mato de cistáceas	V	41	16	14	27	32	13	101
Mato de cistáceas	VI	42	17	15	26	33	14	102
Mato de cistáceas	VII	40	14	13	23	26	10	100
Mato de cistáceas	VIII	42	17	16	35	38	15	103
Mato de cistáceas	X	39	14	13	22	20	7	99
Mato de cistáceas	XI	39	14	11	22	18	6	97
Mato de cistáceas	XII	41	16	13	30	29	10	99
Mato de cistáceas	XIII	40	14	13	26	26	10	100
Mato de cistáceas	XIV	43	18	17	37	43	17	104
Mato de cistáceas	XV	41	16	13	27	33	13	100
Mato de cistáceas	XVI	41	15	13	26	29	11	100
Mato de cistáceas	XVII	45	20	18	47	48	18	100
Mato de cistáceas	XVIII	42	17	16	31	40	15	103
Mato de cistáceas	XX	42	17	15	30	40	15	103
Mato de cistáceas	XXII	43	18	18	28	41	18	99
Pousio	XXIII	51	23	27	32	77	38	99
Pousio	XXIV	44	19	19	47	54	19	102
Pousio	XXVII	43	20	17	49	46	17	100
Pousio	XXXV	46	20	20	45	56	21	104
Pousio	XXXVI	47	21	22	40	53	20	101
Restolho	XXVI	46	20	19	47	53	20	100
Restolho	XXVIII	45	19	19	38	50	19	102
Restolho	XXXII	43	18	22	27	51	24	101
Restolho	XXXIII	43	18	22	27	51	24	101
Solos a nu	XIX	45	20	20	41	58	22	103
Solos a nu	XXI	44	20	20	39	52	20	101
Solos a nu	XXV	43	19	18	46	45	16	98
Solos a nu	XXIX	46	20	20	43	45	18	101



Tabela AII1 - Valores da reflectância para os 32 locais de amostragem, no HRV.

<b>Tipo de biótopo</b>	<b>Ponto de amostragem</b>	<b>HRV1 (Reflectância)</b>	<b>HRV2 (Reflectância)</b>	<b>HRV3 (Reflectância)</b>
Mato de Cistáceas	I	0.1124	0.1246	0.1795
Mato de Cistáceas	II	0.1288	0.1461	0.2073
Mato de Cistáceas	III	0.1043	0.1150	0.1702
Mato de Cistáceas	IV	0.1002	0.1030	0.1578
Mato de Cistáceas	V	0.1308	0.1509	0.2104
Mato de Cistáceas	VI	0.1370	0.1605	0.2166
Mato de Cistáceas	VII	0.0961	0.0958	0.1547
Mato de Cistáceas	VIII	0.1002	0.1030	0.1547
Mato de Cistáceas	X	0.0900	0.0862	0.1485
Mato de Cistáceas	XI	0.0940	0.0910	0.1485
Mato de Cistáceas	XII	0.1002	0.1030	0.1764
Mato de Cistáceas	XIII	0.0940	0.0886	0.1640
Mato de Cistáceas	XIV	0.1063	0.1150	0.1733
Mato de Cistáceas	XV	0.1022	0.1030	0.1547
Mato de Cistáceas	XVI	0.0981	0.0982	0.1547
Mato de Cistáceas	XVII	0.0981	0.1006	0.1547
Mato de Cistáceas	XVIII	0.1390	0.1605	0.2259
Mato de Cistáceas	XX	0.1349	0.1605	0.2228
Mato de Cistáceas	XXII	0.1186	0.1294	0.1888
Pousio	XXIII	0.1840	0.2204	0.3033
Pousio	XXIV	0.1615	0.1916	0.2754
Pousio	XXVII	0.1411	0.1701	0.2445
Pousio	XXXV	0.1574	0.1916	0.2754
Pousio	XXXVI	0.1452	0.1749	0.2476
Restolho	XXVI	0.2167	0.2827	0.3837
Restolho	XXVIII	0.1881	0.2371	0.3218
Restolho	XXXII	0.1595	0.2060	0.2971
Restolho	XXXIII	0.1820	0.2348	0.3280
Solo a nu	XIX	0.1636	0.2012	0.2445
Solo a nu	XXI	0.1697	0.2132	0.2537
Solo a nu	XXV	0.1677	0.2280	0.2692
Solo a nu	XXIX	0.1574	0.2012	0.2445

Tabela AII2 - Valores da reflectância para os 32 locais de amostragem, no TM, imagem de Verão.

Tipo de biótopo	Ponto de amostragem	TM1 (Reflectância)	TM2 (Reflectância)	TM3 (Reflectância)	TM4 (Reflectância)	TM5 (Reflectância)	TM7 (Reflectância)	TM6 (Temperatura °K)
Mato de Cistáceas	I	0.0866	0.0790	0.0837	0.1459	0.2109	0.1649	307.7500
Mato de Cistáceas	II	0.0946	0.0996	0.1050	0.1733	0.2157	0.1782	307.0389
Mato de Cistáceas	III	0.0825	0.0764	0.0803	0.1390	0.1981	0.1560	306.3722
Mato de Cistáceas	IV	0.0804	0.0741	0.0782	0.1372	0.2067	0.1512	307.9722
Mato de Cistáceas	V	0.0939	0.0933	0.1057	0.1667	0.2371	0.1935	307.5722
Mato de Cistáceas	VI	0.0952	0.1013	0.1121	0.1723	0.2206	0.1870	307.3500
Mato de Cistáceas	VII	0.0777	0.0707	0.0673	0.1320	0.1614	0.1127	305.6167
Mato de Cistáceas	VIII	0.0786	0.0678	0.0676	0.1220	0.1645	0.1229	304.1500
Mato de Cistáceas	X	0.0775	0.0684	0.0664	0.1265	0.1537	0.1093	303.5611
Mato de Cistáceas	XI	0.0800	0.0704	0.0685	0.1272	0.1595	0.1130	303.9500
Mato de Cistáceas	XII	0.0789	0.0704	0.0717	0.1529	0.1680	0.1161	306.0611
Mato de Cistáceas	XIII	0.0756	0.0655	0.0606	0.1365	0.1579	0.1062	305.2611
Mato de Cistáceas	XIV	0.0807	0.0724	0.0766	0.1341	0.1806	0.1386	305.2056
Mato de Cistáceas	XV	0.0789	0.0689	0.0671	0.1206	0.1641	0.1209	304.9500
Mato de Cistáceas	XVI	0.0779	0.0675	0.0650	0.1230	0.1645	0.1181	305.5167
Mato de Cistáceas	XVII	0.0807	0.0724	0.0747	0.1310	0.1979	0.1451	306.3185
Mato de Cistáceas	XVIII	0.1036	0.1085	0.1214	0.1931	0.2848	0.2266	306.9500
Mato de Cistáceas	XX	0.0970	0.0999	0.1117	0.1817	0.2553	0.1997	307.3500
Mato de Cistáceas	XXII	0.0885	0.0844	0.0881	0.1529	0.1902	0.1444	308.0167
Pousio	XXIII	0.1206	0.1346	0.1606	0.2542	0.3435	0.2628	304.1056
Pousio	XXIV	0.1101	0.1162	0.1368	0.2209	0.3318	0.2379	307.3500
Pousio	XXVII	0.0994	0.1013	0.1198	0.1952	0.2828	0.2024	306.9500
Pousio	XXXV	0.1082	0.1162	0.1387	0.2254	0.3211	0.2372	307.7500
Pousio	XXXVI	0.1016	0.1076	0.1295	0.2063	0.2903	0.2276	306.9500
Restolho	XXVI	0.1315	0.1647	0.2045	0.3170	0.3459	0.2614	304.0500
Restolho	XXVIII	0.1233	0.1446	0.1745	0.2712	0.3312	0.2512	304.9944
Restolho	XXXII	0.1088	0.1237	0.1553	0.2500	0.3006	0.2099	304.3834
Restolho	XXXIII	0.1197	0.1397	0.1703	0.2740	0.3191	0.2253	304.2722
Solo a nu	XIX	0.1127	0.1297	0.1486	0.2080	0.2909	0.2703	306.2389
Solo a nu	XXI	0.1134	0.1314	0.1502	0.2126	0.2802	0.2652	305.7500
Solo a nu	XXV	0.1117	0.1374	0.1652	0.2379	0.3158	0.2884	304.0500
Solo a nu	XXIX	0.1087	0.1240	0.1458	0.2115	0.2771	0.2611	306.5056

Tabela AII3 - Valores da reflectância para os 32 locais de amostragem, no TM, imagem de Inverno.

Tipo de biótopo	Ponto de amostragem	TM1 (Reflectância)	TM2 (Reflectância)	TM3 (Reflectância)	TM4 (Reflectância)	TM5 (Reflectância)	TM7 (Reflectância)	TM6 (Temperatura °K)
Mato de Cistáceas	I	0.0898	0.0685	0.0589	0.1803	0.1680	0.0966	281.7722
Mato de Cistáceas	II	0.0989	0.0849	0.0767	0.1915	0.1802	0.1247	281.4389
Mato de Cistáceas	III	0.0915	0.0741	0.0643	0.1611	0.1515	0.0978	281.0500
Mato de Cistáceas	IV	0.0888	0.0726	0.0560	0.2052	0.1287	0.0643	280.1611
Mato de Cistáceas	V	0.0861	0.0623	0.0465	0.1431	0.1020	0.0551	280.3834
Mato de Cistáceas	VI	0.0876	0.0654	0.0506	0.1369	0.1035	0.0612	281.0500
Mato de Cistáceas	VII	0.0819	0.0531	0.0411	0.1164	0.0791	0.0380	280.1611
Mato de Cistáceas	VIII	0.0878	0.0690	0.0523	0.1834	0.1224	0.0673	281.6056
Mato de Cistáceas	X	0.0807	0.0526	0.0416	0.1151	0.0587	0.0246	279.3834
Mato de Cistáceas	XI	0.0805	0.0526	0.0366	0.1114	0.0520	0.0203	278.4945
Mato de Cistáceas	XII	0.0856	0.0608	0.0436	0.1549	0.0913	0.0423	279.3834
Mato de Cistáceas	XIII	0.0837	0.0546	0.0424	0.1350	0.0815	0.0380	279.9945
Mato de Cistáceas	XIV	0.0888	0.0710	0.0564	0.1946	0.1401	0.0783	281.8278
Mato de Cistáceas	XV	0.0851	0.0608	0.0444	0.1406	0.1051	0.0551	280.0500
Mato de Cistáceas	XVI	0.0851	0.0582	0.0428	0.1331	0.0917	0.0478	280.0500
Mato de Cistáceas	XVII	0.0930	0.0803	0.0618	0.2511	0.1590	0.0820	280.2167
Mato de Cistáceas	XVIII	0.0864	0.0680	0.0544	0.1629	0.1295	0.0679	281.4945
Mato de Cistáceas	XX	0.0866	0.0664	0.0515	0.1580	0.1311	0.0698	281.3278
Mato de Cistáceas	XXII	0.0905	0.0705	0.0630	0.1456	0.1334	0.0838	279.5500
Pousio	XXIII	0.1070	0.0956	0.0957	0.1685	0.2605	0.1943	279.3834
Pousio	XXIV	0.0915	0.0767	0.0639	0.2505	0.1775	0.0887	281.0500
Pousio	XXVII	0.0901	0.0792	0.0560	0.2654	0.1492	0.0765	280.0500
Pousio	XXXV	0.0969	0.0828	0.0684	0.2399	0.1869	0.1021	282.0500
Pousio	XXXVI	0.0984	0.0869	0.0746	0.2145	0.1747	0.0960	280.7722
Restolho	XXVI	0.0955	0.0808	0.0651	0.2505	0.1755	0.0960	279.9945
Restolho	XXVIII	0.0950	0.0767	0.0647	0.2045	0.1653	0.0917	281.0500
Restolho	XXXII	0.0886	0.0721	0.0746	0.2500	0.1684	0.1149	280.3278
Restolho	XXXIII	0.0883	0.0741	0.0506	0.2530	0.1330	0.0704	279.0500
Solo a nu	XIX	0.0940	0.0803	0.0680	0.2213	0.1924	0.1045	281.7167
Solo a nu	XXI	0.0928	0.0798	0.0688	0.2095	0.1712	0.0954	280.7167
Solo a nu	XXV	0.0903	0.0787	0.0614	0.2486	0.1464	0.0746	279.0500
Solo a nu	XXIX	0.0955	0.0823	0.0688	0.2325	0.1472	0.0850	280.3834