

Estudo da alteração da cobertura do solo no Parque Nacional da Peneda Gerês (1995 e 2007). Análise temporal dos padrões espaciais e avaliação quantitativa da estrutura da paisagem.

VIANA, Helder¹; ARANHA, José²

¹ Escola Superior Agrária - Instituto Politécnico de Viseu, Quinta da Alagoa, 3500-606 Viseu, Portugal, email: hviana@esav.ipv.pt

² Dept. Florestal – UTAD - 5001-801 Vila Real – email: j_aranha@utad.pt

Resumo

Os processos de alteração da paisagem, sejam naturais ou de origem antropogénica, têm uma influência profunda na evolução histórica das paisagens. Estas modificações na cobertura e ocupação do solo induzem alterações no tipo de coberto vegetal bem como nos indicadores da paisagem.

Com o presente estudo pretendeu-se avaliar a evolução da cobertura e ocupação do solo, entre o período de 1995 e 2007. Os mapas da cobertura do solo foram obtidos por classificação digital de imagens de satélite Landsat TM numa área de aproximadamente 5200ha, inserida no parque Nacional da Peneda Gerês, tendo como material de apoio ortofotomapas para fotointerpretação e levantamentos de campo por GPS, dos períodos considerados. A análise da evolução temporal dos padrões espaciais foi feita com base no estado inicial (1995) da cobertura do solo e nas tendências de transição, obtidas por modelação das transições potenciais até 2007. O par de imagens foi submetido a uma análise de Markov, sendo calculadas novas imagens, como projecções das duas coberturas do solo, mostrando a predição das alterações da paisagem, para cada classe classificada, recorrendo ao módulo *Land Change Modeler* que integra o software SIG, IDRISI Andes. Foram também aplicados métodos de quantificação da estrutura da paisagem e calculadas as métricas da paisagem relativas à área das parcelas, área central, tamanho e densidade, fronteira, forma e métricas de diversidade, para os dois períodos. Estas operações foram executadas com auxílio da extensão *Patch Analyst*, que funciona em ambiente ArcGIS 9.x. As comparações feitas indicam alterações significativas em 13 das 15 classes de ocupação classificadas, correspondente a cerca de 1000ha da área de estudo considerada. As modificações mais importantes registaram-se nas classes de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*); carvalho alvarinho (*Quercus robur*); mimosa (*Acacia dealbata*) e nas áreas de matos. Enquanto que para o pinheiro e matos o balanço, entre ganhos e perdas de território, foi equilibrado, mantendo-se praticamente as mesmas extensões, o carvalho sofreu uma redução de 440ha e o acacial aumentou em mais de 60% relativamente à ocupação em 1995. A aplicação comparada de indicadores da paisagem mostrou que a estratificação aumentou, registando-se o dobro de parcelas e, conseqüentemente, com as áreas médias a reduzirem para metade. Apesar das modificações espaciais observadas, os índices de biodiversidade calculados são muito semelhantes nestas duas datas. Esta abordagem permitiu compreender melhor as dinâmicas desta paisagem, inserida na área protegida da Peneda-Gerês, tendo sido possível registar alterações significativas na cobertura e ocupação do solo.

PALAVRAS-CHAVE: *Detecção Remota, SIG, Cobertura e ocupação do solo, Ecologia da Paisagem, Análise de padrões espaciais; Predição de alterações, Gerês*

1 - INTRODUÇÃO

As regiões naturais têm sofrido, ao longo dos anos, importantes alterações que se observam pela modificação da composição da cobertura do solo. Estas alterações, devidas a factores de variação das condições climáticas ou de origem antropogénica, potenciam significativas alterações no equilíbrio dos ecossistemas.

Na Europa, o uso da terra está sujeito a múltiplas alterações motivadas por diversos processos de interacção que se registam a diferentes escalas e em diferentes domínios. O processo mais dominante, dessas alterações, inclui o crescimento económico e as modificações tecnológicas e políticas (Verburg *et al.*, 2008).

Tratando-se de zonas mediterrânicas, onde os ecossistemas tendem a ser mais susceptíveis e propensos ao desequilíbrio, as consequências das modificações paisagísticas são ainda mais importantes.

A análise da evolução da cobertura e ocupação tem sido utilizada, em diversos estudos, para avaliar as consequências ambientais das modificações da paisagem (López *et al.*, 2001, Flamenco-Sandovala, *et al.*, 2007; Rutherford *et al.*, 2008), desta forma, compreender melhor as dinâmicas de evolução da cobertura e uso do solo.

As análises mais comuns baseiam-se na avaliação temporal dos padrões espaciais e na avaliação quantitativa da estrutura da paisagem (O'Neill *et al.*, 1988; Bresee *et al.*, 2001).

A ecologia da paisagem examina as relações entre os padrões da paisagem e os processos ecológicos, contudo há que haver parcimónia na generalização destes métodos de avaliação (Tischendorf, 2001).

No presente trabalho fez-se uso da combinação das tecnologias de Detecção Remota e Sistemas de Informação Geográfica para avaliar a dinâmica da paisagem na Mata Nacional do Gerês.

Foi avaliada a paisagem global, composição e estrutura no período entre 1995 e 2007 e feita a projecção para 2015 com base nos potenciais de transição apresentados.

Foi seleccionada a Mata Nacional do Gerês, por se tratar duma área protegida de elevado valor paisagístico e ecológico, integrada no Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG).

2 - MATERIAL E MÉTODOS

2.1 - Enquadramento da área de estudo

A Mata Nacional do Gerês, com cerca de 5211 ha, faz parte integrante do Parque Nacional da Peneda-Gerês (PNPG) cuja área total é de, aproximadamente, 72000 ha, distribuídos por 5 concelhos: Melgaço, Arcos de Valdevez e Ponte da Barca do distrito de Viana do castelo, Terras do Bouro do distrito de Braga e Montalegre do distrito de Vila Real (ICN, 1995), como se apresenta na Figura 1.

A Mata Nacional do Gerês contém um dos bosques mais importantes do PNPG, constituído, predominantemente, por um carvalhal multissecular (o carvalhal da Albergaria) onde se verifica a presença de espécies características da fauna e da flora

gerensiana. No plano de ordenamento do PNPG, está classificada como sendo uma Zona de Protecção Parcial da Área de Ambiente Natural (Anónimo, 1995). A nível administrativo localiza-se nas freguesias de Vilar da Veiga e do Campo do Gerês no Concelho de Terras de Bouro (Carta Militar de Portugal, série M888 à escala 1/25000, folhas n.ºs: 30, 31, 43).

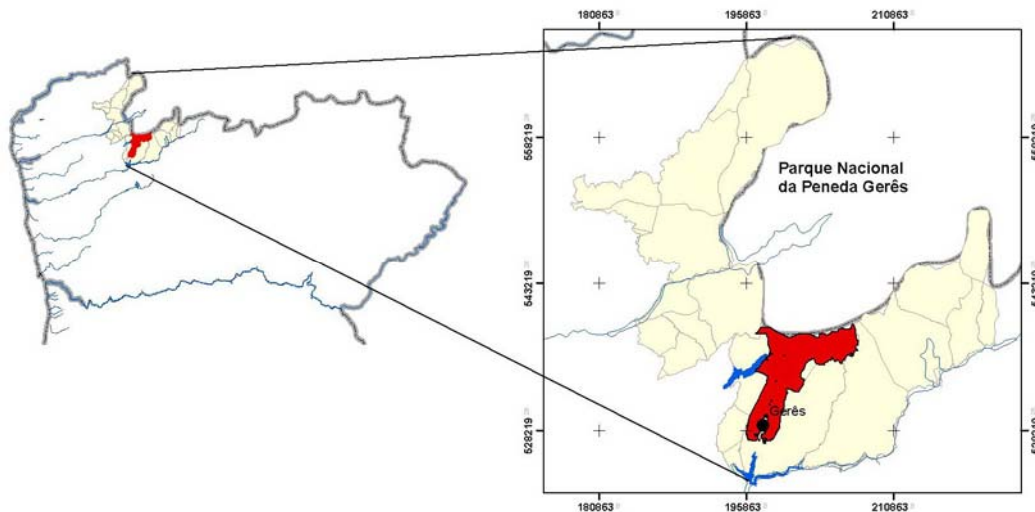


Figura 1 - Localização da área de estudo (inserida no PNPG).
Coordenadas no sistema Lisboa Hayford-Gauss Militar – IGeoE - em metros.

De uma forma geral, a Mata Nacional pode classificar-se como uma área serrana de altitude, uma vez que, cerca de 82% do território, apresenta altitudes que variam entre os 700 e os 1400 m.

O conjunto formado pelas serras da Peneda, Soajo, Amarela e Gerês constitui um efeito de barreira às massas de ar quente e húmido, vindas do Oceano Atlântico, determinando a forte pluviosidade do PNPG. No caso específico da área de estudo, a precipitação média anual atinge valores que variam entre os 2400 mm e 2800 mm, atingindo mesmo os 3000 mm, o que a torna na zona mais pluviosa de Portugal e uma das mais pluviosas da Europa. (Fontes, 2005).

2.2 - Metodologia do estudo

A primeira abordagem do estudo consistiu na classificação da cobertura do solo para os anos de 1995 e 2007. Utilizaram-se para este efeito três imagens Landsat-5 TM, de 5 de Julho de 1995, Landsat-5 ETM+ 1 de Abril de 2001 e Landsat-5 TM, de 4 de Agosto de 2006. O tratamento das imagens (pré-processamento, realces de imagem – RGB, NDVI, PCA -, classificação e análise) foi realizado com o Software IDRISI Andes. Como método de classificação, foi usado o método da Distância Mínima e o método da Máxima Verosimilhança.

Com base no conhecimento do terreno, na interpretação dos ortofotomapas em formato digital de 1995 fornecidas pelo ex-CNIG e de 2006 cedidos pelo IGP, e nos levantamentos de campo feitos por GPS (sistema de posicionamento global) em 1995 e 2007 foram caracterizadas e identificadas diferentes classes de cobertura do solo. Numa primeira fase de classificação das imagens de satélite, usou-se um conjunto de classes

de ocupação do solo derivado da legenda do programa CORINE, tendo-se obtido um mapa geral de ocupação do solo. Posteriormente, após estratificação dos ortofotomapas e processamento dos dados recolhidos com o GPS, adoptou-se, como legenda de trabalho, um conjunto alargado de classes, considerando a espécie de vegetação.

O processo de detecção de alterações adoptado neste trabalho baseou-se na comparação pixel a pixel das imagens classificadas, por ser um método largamente utilizado e de fácil compreensão. Esta etapa teve como objectivo a comparação das imagens geradas para os diferentes anos em estudo. Para o efeito, foi utilizado o módulo *Land Change Modeler* (LCM) para Sustentabilidade Ecológica que integra o software IDRISI Andes. O LCM é uma aplicação, desenvolvida pela Clark Labs que se encontra em fase de avaliação, orientada para o estudo das alterações da ocupação do solo e para análises específicas de conservação da biodiversidade (Eastman, 2006). O LCM permite analisar as alterações ocorridas numa paisagem; Modelar o potencial de transição das classes de cobertura; Prever o rumo das alterações no futuro; Avaliar as suas implicações para a biodiversidade e Avaliar os planos de intervenção para manutenção da sustentabilidade ecológica. No presente estudo, apenas se fez a análise integrada da cobertura do solo e da sua projecção para o futuro.

Numa etapa subsequente os padrões espaciais das duas imagens foram analisados recorrendo à quantificação da estrutura da paisagem. Para o efeito, as duas imagens foram exportadas para o ArcGIS 9.x e, com auxílio da extensão *Patch Analyst 4* (Rempel, 2008), foram calculadas as métricas de paisagem. Este módulo permite fazer análise sobre formatos vectorial (*shapes*) ou formato raster (*Grid*). Dado que os mapas das classificações se encontravam neste último formato as análises da estrutura horizontal da paisagem foram feitas pela funcionalidade *Patch Grid*.

3 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Dinâmica das alterações da ocupação do solo

Os resultados da classificação assistida das imagens de satélite mostram que o método da Distância Mínima é mais adequado à classificação desta área de estudo, tendo-se obtido uma certeza geral de classificação de, aproximadamente, 80% para todas as imagens. Com base nos dois mapas de cobertura do solo, foi avaliada a área ocupada por cada classe em 1995 e em 2007, como se apresenta na Tabela 1.

Tabela 1 – Classes de cobertura do solo usadas na análise de alterações, entre 1995 e 2007.

Classe de cobertura do solo	1995		2007		Balanço em relação ao total		Varição em cada classe
	ha	%	ha	%	ha	%	%
1 Mato	3694.41	70.94	3789.54	72.76	95.13	1.83	2.51
2 Pinus sylvestris	64.26	1.23	58.59	1.13	-5.67	-0.11	-9.68
3 Acacia dealbata	40.68	0.78	183.06	3.52	142.38	2.73	77.78
4 Quercus robur	834.48	16.02	390.06	7.49	-444.42	-8.53	-113.94
5 Misto Folhosas	61.56	1.18	99.45	1.91	37.89	0.73	38.10
6 Misto Resinosas	19.35	0.37	3.15	0.06	-16.20	-0.31	-514.29
7 Misto Folh/Res	42.12	0.81	133.29	2.56	91.17	1.75	68.40
8 Chamaecyparis	5.31	0.10	10.71	0.21	5.40	0.10	50.42
9 Mato/carvalho	0.36	0.01	45.45	0.87	45.09	0.87	99.21
10 Fagus sylvatica	45.00	0.86	95.94	1.84	50.94	0.98	53.10
11 Acacia melanoxylon	0.72	0.01	30.78	0.59	30.06	0.58	97.66
12 Pinus pinaster	354.96	6.82	352.44	6.77	-2.52	-0.05	-0.72
13 Pinus nigra	6.93	0.13	7.02	0.13	0.09	0.00	1.28
14 Arbutus unedo	11.16	0.21	1.80	0.03	-9.36	-0.18	-520.00
15 Betula celtiberica	26.64	0.51	6.66	0.13	-19.98	-0.38	-300.00
Total	5207.94	100.00	5207.94	100.00	0.00	0.00	

A Análise LCM mostra as variações mostra que entre as duas datas ocorreram perdas e ganhos de área, sendo os resultados mais significativos os verificados para o pinheiro bravo, para o carvalho e para o mato, como se apresenta na Figura 2. Os mesmos resultados, mas analisados sob a forma de balanço para as classes consideradas, mostram que a área total de pinheiro bravo se manteve estável, tendo a área de carvalho sofrido uma forte redução e a de mato um ligeiro aumento, como se apresenta na Figura 3.

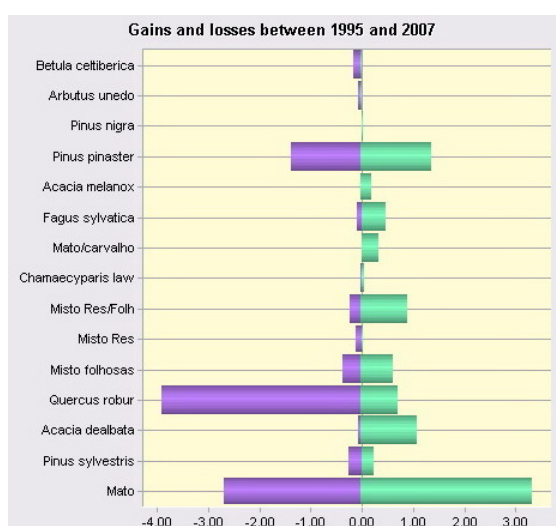


Figura 2 – Perdas (roxo) e ganhos (verde), por classe de ocupação do solo, entre 1995 e 2007 (% da área)

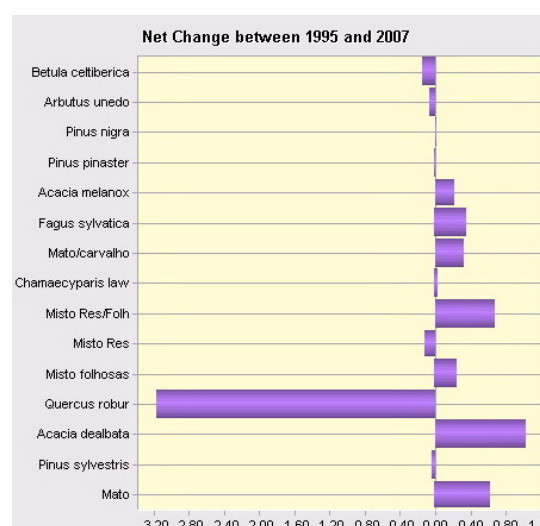


Figura 3 - Balanço das perdas (esq.) e dos ganhos (dt.), por classe de ocupação do solo, entre 1995 e 2007 (% da área total)

O mapa apresentado na Figura 4 mostra as alterações ocorridas entre as duas datas a nível da ocupação do solo e representa bem a intensidade das modificações espaciais

ocorridas no período de 12 anos. Apenas foram consideradas variações superiores a 25 ha, a fim de minimizar possíveis erros de classificação da cobertura do solo.

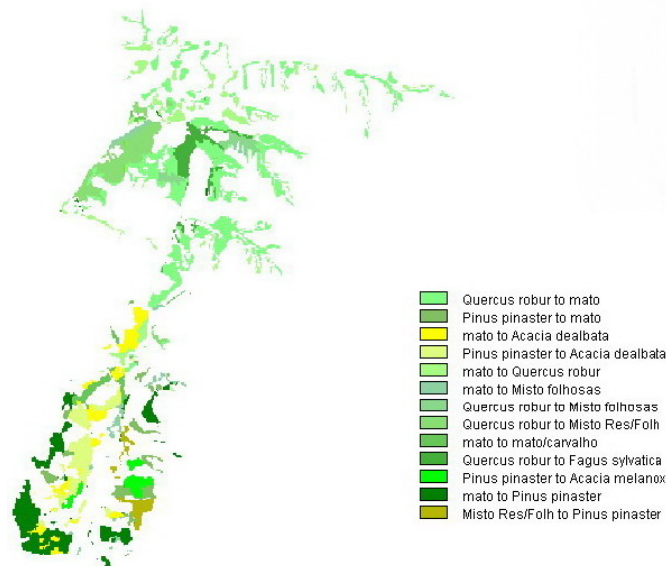


Figura 4 - Mapa das alterações observadas entre 1995 e 2007 entre todas as classes (ignorando variações <25ha).

As alterações observadas, em termos de variação percentual líquida, são mais significativas nas classes: Mistos de resinosas, Matos com regeneração de carvalhos, *Arbutus unedo*, *Betula celtiberica*, *Acacia dealbata*, *Acacia melanoxylon*, *Quercus robur*.

Contudo as primeiras 4 classes têm superfícies muito reduzidas no global da área estudada, pelo que apenas se fará referência, com maior detalhe, às modificações ocorridas nas últimas três (classes 3, 4 e 11, respectivamente).

A modificação mais importante registou-se nas áreas de carvalho (*Quercus robur*) com uma redução efectiva de cerca de 444 ha, correspondendo a uma diminuição de 113,9%. Das classes de cobertura do solo que mais aumentaram, destacam-se as áreas de mimosas (*Acacia dealbata*) que aumentou mais de 140ha, e de austrália (*Acacia melanoxylon*), que de espécie residual passou a ocupar mais de 30ha.

A proliferação destas espécies com aumentos de 77,7% e 97,7%, respectivamente, neste curto período de tempo, tem sido um factor de preocupação pelas alterações que introduzem nos ecossistemas. Posteriormente, serão analisadas com maior detalhe as modificações registadas nestas classes, observando as dinâmicas de alteração relativas a cada uma delas.

A substituição de povoamentos puros de *Quercus robur* por matagais numa área tão extensa (242ha) fica a dever-se à predominância que o estrato arbustivo desenvolveu neste período, substituindo as manchas dos carvalhais jovens (ver Figura 5). Constatase, ainda, que alguns carvalhais puros, classificados em 1995, aparecem, em 2007, consociados em povoamentos mistos com resinosas, o que poderá traduzir a substituição gradual das folhosas nestes locais.

Analisando, em termos percentuais, as alterações globais (ganhos e perdas) observa-se que a maior transformação ocorreu na classe de matos com regeneração de carvalho, como se apresenta na Figura 6.

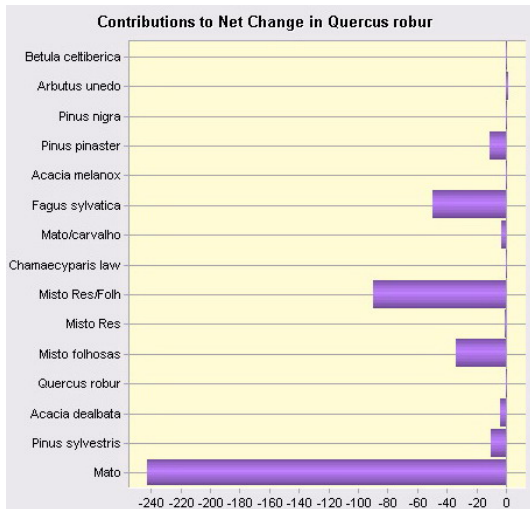


Figura 5 - Contributos para a alteração da classe *Quercus robur* (ha)

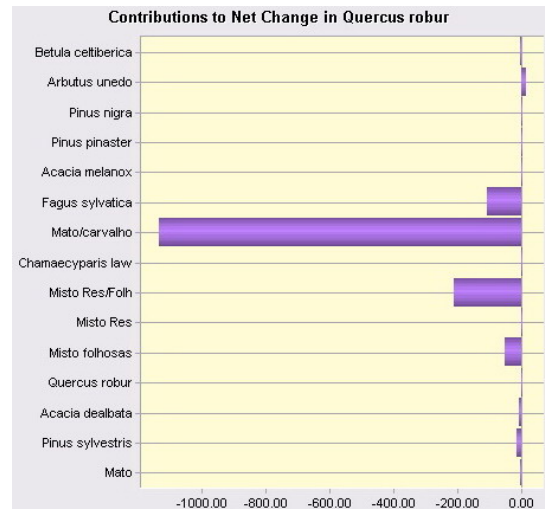


Figura 6 - Contributos para a alteração da classe *Quercus robur* (em % das alterações)

O aumento das áreas de *Acacia dealbata* (ver Figura 7) foi feito essencialmente por ocupação das áreas de pinheiro bravo (72ha) e de matos (68ha). Analisando o balanço global das alterações do acácia (ganhos e perdas - ver Figura 8), verifica-se que, das áreas alteradas, estas se devem à redução da mancha de pinheiro bravo em 20,2%, de povoamentos mistos de resinosas em 14% e da área de matos em 1,85% com consequente substituição pela acácia. A redução, em alguns locais, das áreas de acácia fica a dever-se ao aumento das áreas mistas de folhosas em 6%.

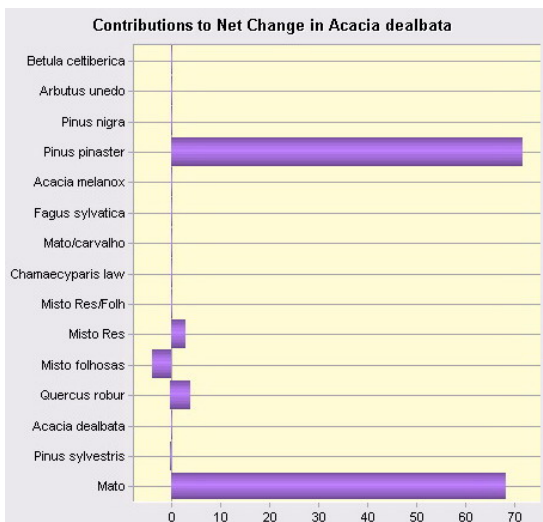


Figura 7 - Contributos para a alteração da classe *Acacia dealbata* (ha)

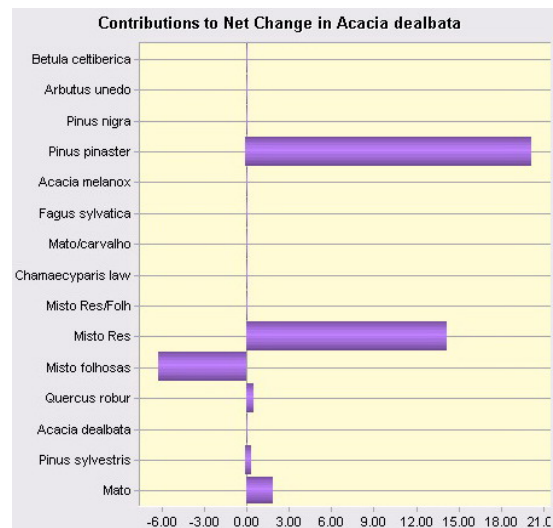


Figura 8 - Contributos para a alteração da classe *Acacia dealbata* (em % das alterações)

O aparecimento da *Acacia melanoxylon* (ver Figura 9) fez-se, tal como para a *Acacia dealbata*, pela substituição de áreas de pinheiro bravo (29ha), sendo que essas alterações correspondem a cerca de 8% de diminuição de pinhal no balanço global dos ganhos e perdas de área de ocupação desta classe (ver Figura 10).

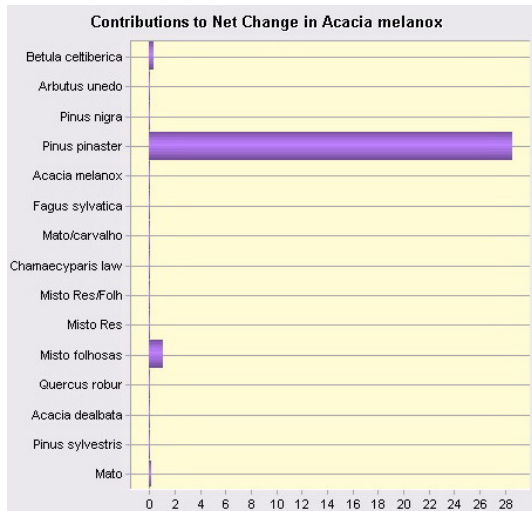


Figura 9 - Contributos para a alteração da classe *Acacia melanoxylon* (ha)

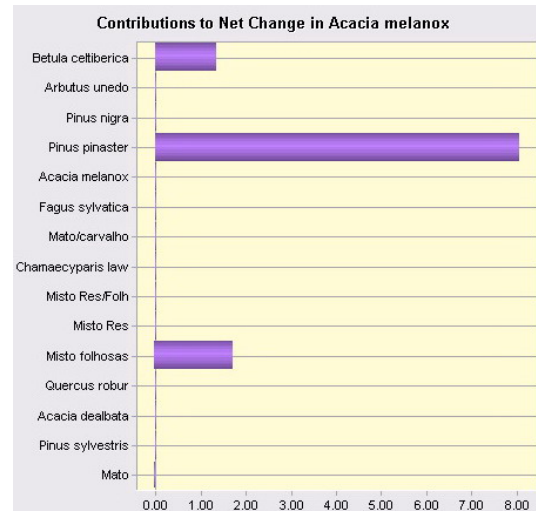


Figura 10 - Contributos para a alteração da classe *Acacia melanoxylon* (em % das alterações)

Apesar das áreas, em termos absolutos, não ter variado muito relativamente aos povoamentos de Pinheiro bravo (354,96ha em 1995 e 352,44ha em 2007), assim como para as zonas de matos (3694.4ha em 1995 e 3789,54ha em 2007) (ver Tabela 1), a distribuição espacial sofreu grandes alterações (ver Figura 2) que importa salientar. No caso dos matos, observou-se que algumas áreas substituíram antigos carvalhais, e que noutros locais, os matos foram substituídos quer pelo pinheiro bravo quer pela *Acacia dealbata*, como anteriormente referido. A variação espacial dos povoamentos de pinheiro bravo ficou a dever-se a aumentos em áreas de matos e a diminuições devidas à proliferação das duas espécies de acácias.

3.2 – Potencial de transição e predição das alterações

O módulo LCM permite fazer a predição das alterações da cobertura do solo por modelação da transição potencial. Para o efeito, as transições potenciais, para dado momento, podem ser agrupadas em sub-modelos e o poder potencial de variáveis explicativas pode ser explorado.

As variáveis podem ser adicionadas ao modelo, quer como componentes estáticos ou quer como dinâmicos. Enquanto as variáveis estáticas são inalteráveis ao longo do tempo, expressando aspectos da aptidão fundamental para a transição em consideração, as variáveis dinâmicas são temporalmente dependentes, como por exemplo a proximidade a infra-estruturas, e são recalculadas ao longo do tempo no decurso de uma previsão.

Considerando, para a área de estudo, que as transições resultam das mesmas forças motrizes subjacentes, foram agrupadas no mesmo sub-modelo as 5 classes de ocupação que mais alterações sofreram entre 1995 e 2007 (Matos, *Quercus robur*, *Acacia dealbata*, *Pinus pinaster*, *Misto de resinosas e folhosas*).

Após realizar o teste do poder explicativo de algumas variáveis, introduziram-se, no modelo, para além do mapa de alterações observado entre 1995 e 2007, a variável distância às perturbações observadas, a distância à classe acácia e o modelo digital do terreno.

A modelação das transições, feita com base em redes neurais (*Multi-Layer Perceptron* – MLP), originou uma projecção apresentada numa série de 12 mapas de probabilidade condicional entre as classes consideradas.

O procedimento padrão, para determinar as alterações que ocorrerão no futuro, foi feito por cadeias de *Markov*. Este procedimento analisa duas classificações da cobertura do solo em diferentes datas e simula a predição do estado de um sistema em determinado tempo (Luijten, 2003). O LCM recorre ao módulo *MARKOV* de análise de séries temporais do IDRISI. A aplicação deste módulo às séries cronológicas da área de estudo produz, como resultado, uma matriz de probabilidades de transição entre todas as classes de ocupação do solo (Tabela 2) e uma matriz de áreas de transição onde se indica a área que pode sofrer transformações (Tabela 3).

Tabela 2. Transição de áreas esperada entre as classes de ocupação do solo (2007-2015)

Classe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	38920	25	462	921	185	0	0	38	185	21	0	1257	0	21	4
2	136	361	0	25	2	0	0	3	0	86	0	48	0	0	12
3	0	0	1650	0	300	0	0	0	0	1	0	92	0	0	0
4	1383	41	14	1966	200	1	517	0	5	227	3	0	0	0	0
5	366	153	65	0	256	20	106	0	87	0	21	0	0	0	21
6	11	4	4	0	7	5	0	0	0	0	0	5	0	0	0
7	101	17	0	0	0	0	401	39	0	0	0	950	0	0	0
8	2	0	0	15	0	0	0	86	0	9	0	0	0	0	10
9	0	0	0	0	0	0	0	0	517	0	0	0	0	0	0
10	157	90	0	0	0	0	0	0	0	824	0	0	0	0	0
11	0	0	0	0	33	0	0	0	0	0	281	29	0	0	0
12	402	0	715	6	116	0	199	0	94	1	276	2103	0	0	6
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	77	0	0
14	2	0	0	3	0	0	9	0	0	0	0	6	0	0	0
15	36	2	0	0	0	0	24	2	0	0	1	0	0	0	13

Tabela 3. Matriz de probabilidades de transição entre classes de ocupação do solo (2007-2015)

Classe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	0.9259	0.0006	0.011	0.0219	0.0044	0	0	0.0009	0.0044	0.0005	0	0.0299	0	0.0005	0.0001
2	0.2023	0.5365	0	0.0365	0.0036	0	0	0.0048	0	0.1276	0	0.0715	0	0	0.0172
3	0	0	0.807	0.0002	0.147	0	0	0.0001	0	0.0006	0	0.045	0	0	0
4	0.3174	0.0094	0.0033	0.4513	0.0459	0.0002	0.1186	0	0.0011	0.0522	0.0006	0	0	0	0
5	0.334	0.1394	0.0596	0	0.2338	0.0186	0.097	0	0.0797	0	0.0187	0	0	0	0.0192
6	0.3124	0.0984	0.1228	0	0.1903	0.1472	0	0	0	0	0	0.1289	0	0	0
7	0.0667	0.0112	0	0	0	0	0.2661	0.0258	0	0	0	0.6301	0	0	0
8	0.0187	0	0.0004	0.127	0	0	0	0.7033	0	0.0697	0	0.0009	0	0	0.08
9	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
10	0.1464	0.0839	0	0	0	0	0.0004	0	0	0.769	0.0003	0	0	0	0
11	0	0	0	0.0001	0.0952	0	0	0.0001	0	0.0004	0.8185	0.0856	0	0	0
12	0.1026	0	0.1826	0.0015	0.0295	0	0.0508	0	0.0239	0.0002	0.0704	0.5369	0	0	0.0016
13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
14	0.1194	0	0	0.1375	0	0	0.4325	0	0	0	0	0.3105	0	0	0
15	0.4651	0.0219	0	0.0003	0	0	0.3071	0.0211	0.0054	0	0.0136	0	0	0	0.1654

As predições, para um momento futuro, foram feitas com bases na matrizes de probabilidade anteriormente calculadas.

No caso em estudo, projectou-se a ocupação para 2015, a partir da situação em 1995 e em 2007. A projecção resultante para um período de 8 anos, por ser um espaço temporal

relativamente curto, apenas produz alterações mais evidentes nas classes de ocupação do solo que maiores modificações sofreram entre 1995 e 2007. As classes que aparecem com maiores variações (acréscimo) são essencialmente as classes das Acácias, como se apresenta na Figura 11c.

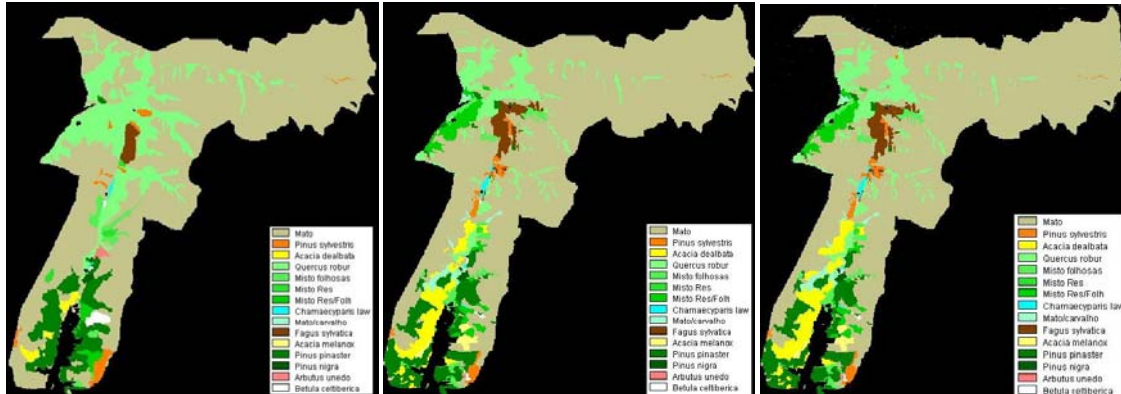


Figura 11 - Projecção para 2015 (c) baseado na ocupação do solo de 1995 (a) e 2007 (b)

3.3 - Análise da estrutura horizontal da paisagem

Na Tabela 4 são apresentados os resultados obtidos relativamente aos cálculos das principais métricas da paisagem, geradas pelo módulo *Patch Analyst 4* para ArcGis 9.x, para as duas datas de referência, 1995 e 2007. Os valores são apresentados para a paisagem no global e para as três classes (3, 4 e 11), cujas alterações foram mais pronunciadas, proporcionalmente à sua área de ocupação, de acordo com o descrito anteriormente.

Fazendo uma análise sumária dos resultados, constata-se que o número de parcelas (NumP) praticamente duplicou entre as duas datas, com 251 parcelas em 2007, contra 126 em 1995.

O número de parcelas pode influenciar em grande medida os processos ecológicos das paisagens, condicionando as interações que se estabelecem entre as populações que compõem essa paisagem. Os resultados mostram que há uma maior fragmentação da paisagem em 2007 e, conseqüentemente, uma diminuição da área média (MPS).

Contudo, tal não sucede nas classes referentes às Acácias (3 e 11), o que indica que estas espécies estão a proliferar, uma vez que o número de parcelas aumenta (classe 3) ou se mantém (classe 11) e a área média destas manchas também aumenta.

Também o índice da maior parcela (LPI) é superior em 2007 relativamente a 1995, o que se verifica também para cada uma das classes individuais. Este índice representa a percentagem de paisagem que a maior parcela tem (se o valor fosse 100 % a maior parcela conteria toda a paisagem). No caso em estudo, a maior parcela é ocupada por matos, como se apresenta explicitamente na Figura 3, pelo que se afere que a área contínua numa só parcela com esta ocupação aumentou significativamente.

Tabela 4. Índices da paisagem calculados para as coberturas do solo de 1995 e 2007

Nome estatístico	SIGLA	1995	2007	1995	2007	1995	2007	1995	2007
Métricas de área									
	<i>Classes</i>	todas	todas	3	3	4	4	11	11
Área de cada classe (ha)	CA	-	-	40.68	183.06	834.48	390.06	0.72	30.78
Área total da paisagem (ha)	TLA	5207.94	5207.94						
Percentagem da paisagem (%)	ZLAND	-	-	0.78	3.52	16.02	7.49	0.01	0.59
Índice da maior parcela (%)	LPI	55.67	71.41	0.36	2.34	11.40	4.38	0.01	0.34
Densidade de parcelas e métricas de tamanho									
Número de parcelas	NumP	126.00	251.00	5.00	18.00	22.00	84.00	3.00	3.00
Área média das parcelas	MPS	41.33	20.75	8.14	10.17	37.93	4.64	0.24	10.26
Coefficiente de variação	PSCoV	652.47	1131.36	93.91	272.20	332.55	533.16	88.39	50.27
Desvio padrão da área da parcela	PSSD	269.68	234.74	7.64	27.68	126.14	24.76	0.21	5.16
Métricas de fronteira									
Somatório dos comprimentos de segmentos de fronteira (m)	TE	244170.00	300750.00	7380.00	31440.00	102840.00	95700.00	540.00	6000.00
Densidade de fronteiras	ED	46.88	57.75	1.42	6.04	19.75	18.38	0.10	1.15
Métricas de forma									
Índice de forma médio	MSI	1.56	1.60	1.38	1.64	1.95	1.57	1.01	1.63
Índice de forma médio ponderado pela área das parcelas	AWMSI	5.22	6.42	1.61	2.66	5.11	3.58	1.02	1.58
Dimensão fractal da parcela média	MPFD	1.07	1.08	1.06	1.09	1.10	1.07	1.00	1.08
Índice de forma da paisagem	LSI	8.46	10.42	2.94	3.69	6.10	5.88	2.72	2.90
Métricas de diversidade e interdispersão									
Distância média ao vizinho mais próximo (m)	MNN	282.50	186.50	169.55	122.95	213.24	72.13	502.62	310.00
Índice médio de proximidade	MPI	771.39	1680.10	4.45	46.91	886.84	29.51	0.02	22.34
Índice de inter-dispersão e justaposição (%)	IJI	43.61	59.20	20.45	62.05	24.15	27.13	0.00	51.80
Índice de diversidade de Shannon	SDI	1.02	1.13						
Índice de diversidade de Simpson	SIDI	0.47	0.46						
Índice de equidade de distribuição de Shannon	SEI	0.38	0.42						
Índice de equidade de distribuição de Simpson	SIEI	0.50	0.49						
Índice de diversidade de Simpson modificado	MSIDI	0.63	0.61						
Índice de equidade de Simpson modificado	MSIEI	0.23	0.23						

Quanto às métricas de fronteira, observa-se, como seria de esperar, que quanto maior o número de parcelas, maior o comprimento das linhas de fronteira (TE), e a densidade de fronteiras ($ED=TE/TLA$) traduzindo uma maior fragmentação da paisagem em 2007.

A complexidade das paisagens pode ser aferida pelas métricas de forma da paisagem. O Índice de forma médio (MSI) representa a relação entre o perímetro e área das manchas. O MSI aproxima-se de 1 quanto mais circulares forem as parcelas (no caso da análise de polígonos) ou quadradas (no caso de *Grids*) e aumenta com o acréscimo da irregularidade das parcelas. Os resultados globais, das duas paisagens, são muito aproximados, apenas se registando uma maior diferença na classe de *Acacia melanoxylon*, cujas manchas evoluíram para parcelas muito mais irregulares. O Índice de Forma Médio ponderado pela área das parcelas (AWMSI) baseia-se na relação entre o perímetro e área das manchas, tal como o MSI, mede a complexidade da forma das parcelas, mas afectado por uma ponderação em função da dimensão de cada parcela. Tal como o MSI, também este indica para um aumento da complexidade, excepto para as manchas de carvalho (classe 4), o que se explica pelo facto da dimensão média da área das parcelas (MPS) ser muito inferior em 2007, relativamente a 1995. O Índice de

forma da paisagem (LSI) é a razão entre o somatório de todas as linhas de fronteira pelo total da área. O seu comportamento segue o padrão analisado para o índice de forma médio.

A dimensão fractal da parcela média (MPFD) é outra medida de complexidade e aproxima-se de 1 para parcelas mais simples e aproxima-se de 2 para complexidades maiores. Tal como o LSI este índice indica uma baixa complexidade global da paisagem, mas crescente de 1995 a 2007 excepto na classe 4, referente ao *Quercus robur*, como atrás explicado.

A interdispersão da paisagem pode ser analisada pelas métricas de Distância Média ao Vizinho mais próximo (MNN), pelo Índice Médio de Proximidade (MPI) e pelo Índice de interdispersão e justaposição (IJI). O MNN mede o isolamento das parcelas. Quanto maior a distância entre as parcelas maior o seu isolamento e logo, mais fragmentada é essa paisagem. Coerentemente com as considerações feitas anteriormente, constata-se que a paisagem global aumenta a sua distância entre parcelas e portanto uma maior fragmentação em 2007.

O Índice Médio de Proximidade (MPI) mede o grau de isolamento e fragmentação da paisagem entre parcelas da mesma classe, numa vizinhança determinada (por defeito 1000 metros). Tal como o MNN, o MPI utiliza a estatística do vizinho mais próximo no seu algoritmo (Rempel, 2008). Uma vez que este índice avalia a conectividade da paisagem, quanto mais isoladas estão as parcelas de determinada classe e quanto mais fragmentada é a distribuição nas várias classes, menor é o valor do índice. No caso em estudo, como se apresentou na Tabela 4, o ano de 1995 apresenta uma conectividade mais baixa do que o de 2007. Analisando as classes em estudo (3,4 e 11) individualmente, conclui-se que as classes de acácias aumentam a sua conectividade, como já tinha ficado patente.

O Índice de Interdispersão e Justaposição (IJI) mede a adjacência das parcelas de cada classe em relação aos seus vizinhos (parcelas das outras classes), variando de 0 a 100. Quanto maior for o valor do índice, maior é a proporcionalidade de adjacência de todas as parcelas das classes que compõem a paisagem. Como se observa a paisagem em 2007 apresenta uma adjacência mais equitativa das parcelas (59,2%) do que a paisagem de 1995 (43,61).

A diversidade da paisagem pode ser examinada de acordo com vários índices (Tabela 4). O mais comum é o Índice de Diversidade de Shannon (SDI), que mede a diversidade relativa das parcelas. O índice é igual a 0 (zero) quando a paisagem só contém uma classe de parcelas, aumentando à medida que aumenta o número de classes, ou aumenta a distribuição proporcional das diversas classes. Constata-se, dos resultados, que a diversidade da paisagem em 2007 é superior à de 1995, estando em acordo com os resultados obtidos para os índices anteriormente apresentados, uma vez que em 2007 o valor da interdispersão (IJI) é maior, o índice médio de proximidade (MPI) é maior e, conseqüente, é menor a distância ao vizinho mais próximo (MNN), sendo este resultado confirmado pelo índice de equidade de distribuição de Shannon (SEI). Este índice mede a distribuição das parcelas bem como a sua abundância, sendo igual a 0 quando a distribuição das parcelas é baixa (nenhuma diversidade) e aproximando-se de 1 quando a distribuição se torna mais regular, isto é, as abundâncias proporcionais são iguais para todas as classes.

4 - CONCLUSÕES

O presente estudo mostrou que a estrutura da ocupação vegetal da Mata Nacional da Peneda Gerês se está a alterar rapidamente. A análise feita à dinâmica das alterações da ocupação do solo evidenciou que algumas classes de ocupação do solo variaram significativamente, se considerarmos o curto hiato de tempo (12 anos) em que estas se observaram. Com maior relevo destaca-se o aumento das áreas ocupadas por espécies consideradas invasoras (*Acacia dealbata* e *Acacia melanoxylon*) uma vez que, de acordo com as predições feitas para 2015, são aquelas que maior potencial têm para aumentar. Este facto pode induzir ainda mais profundas alterações à estrutura espacial e dinâmicas da paisagem, uma vez que são reconhecidas as fortes capacidades destas espécies para criar desequilíbrios nos ecossistemas.

A avaliação comparativa das diversas métricas calculadas confirmou as significativas diferenças existentes nas duas paisagens estudadas. A maior fragmentação, com redução da área média das manchas de cada classe vegetal e consequente diminuição da continuidade do mesmo tipo de coberto poderá conduzir a perdas importantes de biodiversidade e mesmo do valor paisagístico desta paisagem.

5 - REFERÊNCIAS

Anónimo (1995). RCM nº 134/95, de 11 de Novembro.

Bresee, Mary K.; Moine, Jim Le; Mather, Stephen; Brosfokske, Kimberley D.; Chen, Jiquan; Crow, Thomas R. and Rademacher, John (2001). Disturbance and landscape dynamics in the Chequamegon National Forest Wisconsin, USA, from 1972 to 2001. *Landscape Ecology* 19: 291–309.

Eastman, J. Ronald (2006). Idrisi Andes. Guide to GIS and Image Processing. Manual Version 15.00. Clark Labs, Clark University. USA.

Flamenco-Sandovala, Alejandro; Martínez Ramos, Miguel and Raúl Masera, Omar (2007) Assessing implications of land-use and land-cover change dynamics for conservation of a highly diverse tropical rain forest. *Biological conservation* 138, 131 – 145.

Fontes, A., 2005. - Modelação do Risco de Incêndio no Parque Nacional da Peneda Gerês; Seminário de Investigação em Geografia Física e Ambiente; Universidade do Minho/PNPG; Guimarães.

ICN (1995). Plano de Ordenamento do Parque Nacional da Peneda-Gerês. Relatório de Síntese. PARQUE NACIONAL DA PENEDA-GERÊS. Instituto da Conservação da Natureza. Braga.

López, Erna; Bocco, Gerardo; Mendoza, Manuel and Duhau, Emilio (2001). Predicting land-cover and land-use change in the urban fringe. A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55, 271- 285.

Luijten, J.C. (2003). A systematic method for generating land use patterns using stochastic rules and basic landscape characteristics: results for a Colombian hillside watershed. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 95, 427–441.

O'Neill, R., Krummel, J., Gardner, R., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D., Milne, B., Turner, M., Zygmunt, B., Christensen, S., Dale, V., Graham, R. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1 (3), 153-162.

Rempel, Rob (2008). Centre for Northern Forest Ecosystem Research (Ontário Ministry of Natural Resources), Lakehead University Campus, Thunder Bay, Ontario. [on-line] Disponível em: <http://flash.lakeheadu.ca/~rrempe/patch/index.html>.

Rutherford, Gillian N.; Bebi, Peter; Edwards, Peter J. and Zimmermann, Niklaus E. (2008). Assessing land-use statistics to model land cover change a mountainous landscape in the European Alps. *Ecological modelling*, 212, 460–471.

Tischendorf, Lutz (2001). Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235–254.

Verburg, Peter H.; Eickhout, Bas and Meijl, Hans van (2008). A multi-scale, multi-model approach for analyzing the future dynamics of European land use. *SPECIAL ISSUE PAPER. Ann Reg Sci* 42:57–77.