

| | |
|---|---|
| <p>MONITORIZAÇÃO DAS ÁREAS SUBMETIDAS ÀS TÉCNICAS DE GESTÃO FLORESTAL E DESENVOLVIMENTO DE UM CONJUNTO DE INDICADORES PARA UMA GESTÃO FLORESTAL SUSTENTÁVEL – PROJECTO BIODIVERSIDADE, TAREFA 4.2. –</p> | |
| <p>Relatório realizado por Gestão Integrada de Fogos Florestais S.A.</p>  | <p><i>PROJECTO NASCENTES PARA A VIDA <u>Relatório Final</u> 24 de Maio de 2011</i></p> |

Parceria com:



ÍNDICE GERAL

| | |
|--|----|
| ÍNDICE GERAL | 2 |
| 1. SUMÁRIO | 4 |
| 2. TAREFA 4.2.01 MONITORIZAÇÃO DA RESPOSTA DA VEGETAÇÃO NAS ÁREAS SUBMETIDAS ÀS DIFERENTES TÉCNICAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEL, E COMPARAÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA ENTRE ESTAS E OUTRAS ÁREAS SEM INTERVENÇÃO..... | 6 |
| 2.1 NOTA INTRODUTÓRIA..... | 6 |
| 2.2 RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO PÓS-PERTURBAÇÃO | 8 |
| 2.2.1 IMPACTES DAS TÉCNICAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEL E DE FACTORES DE USO DO SOLO NA VEGETAÇÃO | 12 |
| 2.2.2 MONITORIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO: METODOLOGIAS DE ANÁLISE..... | 15 |
| 2.3 ANÁLISE DA VEGETAÇÃO PÓS-PERTURBAÇÃO NA ENVOLVENTE DA ALBUFEIRA DE CASTELO DE BODE..... | 22 |
| 2.4 ANÁLISES FUTURAS..... | 29 |
| 3. TAREFA 4.2.02 AVALIAÇÃO DOS IMPACTES DA APLICAÇÃO DO FOGO CONTROLADO NOS HERBÍVOROS, E DA SUA POTENCIALIDADE PARA A RENOVAÇÃO DE PASTAGENS..... | 30 |
| 3.1 NOTA INTRODUTÓRIA..... | 30 |
| 3.2 PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ANÁLISE FUTURA | 33 |
| 4. TAREFA 4.2.03 DEFINIÇÃO DE PROCEDIMENTOS PARA A MINIMIZAÇÃO DE IMPACTES ASSOCIADOS AO USO DO FOGO, NOMEADAMENTE AO NÍVEL DA QUALIDADE DA ÁGUA E EROÇÃO DO SOLO..... | 34 |
| 4.1 IMPACTES DO FOGO NO SOLO..... | 34 |
| 4.2 MEDIDAS DE MINIMIZAÇÃO DE CURTO PRAZO | 36 |
| 5. TAREFA 4.2.04 DESENVOLVIMENTO DE CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DOS ESPAÇOS FLORESTAIS À ESCALA DA UNIDADE DE GESTÃO..... | 42 |
| 6. TAREFA 4.2.05 DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DA MULTIFUNCIONALIDADE POTENCIAL DO ESPAÇO | 45 |
| 6.1 NOTA INTRODUTÓRIA..... | 45 |
| 6.2 ORGANIZAÇÃO ESPACIAL DAS (MULTI-)FUNÇÕES DA PAISAGEM | 48 |

| | | |
|-----|---|----|
| 6.3 | TIPOLOGIAS E HIERARQUIZAÇÃO DE FUNÇÕES..... | 51 |
| 6.4 | DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO | 53 |
| 6.5 | DESENVOLVIMENTO FUTUROS..... | 57 |
| 7. | TAREFA 4.2.06 DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIAS DE ARTICULAÇÃO COM AS ZONAS DE INTERVENÇÃO FLORESTAL..... | 59 |
| 7.1 | ENQUADRAMENTO | 59 |
| 7.2 | PROCESSO DE CONSTITUIÇÃO, FUNCIONAMENTO E GESTÃO DE UMA ZIF..... | 62 |
| 7.3 | PROMOÇÃO DE ZIF..... | 64 |
| 7.4 | ZIF EXISTENTES NA ÁREA DE ESTUDO..... | 73 |
| 8. | TAREFA 4.2.07 DESENVOLVIMENTO DE UM MANUAL PARA A ELABORAÇÃO DOS PLANOS DE GESTÃO DA(S) ZIF E/OU OUTRAS UNIDADES DE GESTÃO DA ÁREA EM ESTUDO, DE ACORDO COM O NORMATIVO DFCI E COM O CÓDIGO DE BOAS PRÁTICAS PARA UMA GESTÃO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (NP4406/2003)..... | 74 |
| 8.1 | NOTA INTRODUTÓRIA..... | 75 |
| 8.2 | ESTRATÉGIAS ESPACIAIS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS A AVALIAR NO PLANO DE DEFESA DA FLORESTA..... | 82 |
| 9. | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS | 88 |

1. SUMÁRIO

A implementação de um programa com o objectivo da gestão de matos e simultaneamente da promoção da biodiversidade pode desde logo induzir numa questão de base relacionada com a forma como podemos alcançar dois objectivos que podem parecer contraditórios. De facto existe tendência para interpretar a gestão da vegetação como acções que conduzem à diminuição, ou mesmo eliminação total da carga de combustíveis e portanto em prejuízo da diversidade da área tratada.

No entanto, em determinados ecossistemas, entre os quais se destacam os mediterrânicos, a introdução de determinadas perturbações pode provocar aumentos significativos de biodiversidade, sendo mesmo nalgumas circunstâncias factor essencial para a manutenção ou o aumento desta. Este facto está estritamente relacionado com a elevada adaptação de algumas das espécies características destas formações vegetais a perturbações frequentes, nomeadamente à passagem do fogo, com frequências e intensidades adequadas. Apesar desses mecanismos de adaptação ao fogo, torna-se fundamental estudar e conhecer as condições em que os fogos controlados, de reduzida intensidade, deverão ser aplicados de forma a maximizar os objectivos, minimizando possíveis impactos negativos.

Interessa ensaiar e monitorizar os diferentes tipos de perturbações possíveis, neste caso de acções de gestão de combustíveis, e a analisar os resultados obtidos pelas diferentes técnicas utilizadas, de forma a conhecer as que melhor satisfazem, e em que condições, os duplos objectivos de diminuição de risco de incêndio e de promoção da biodiversidade.

A importância desta monitorização dos objectivos e dos efeitos assume ainda maior importância quando se trata de regiões de intervenção nas envolventes de albufeiras, em particular na de Castelo de Bode, pela sua dimensão, o tipo de utilização da água e das áreas envolventes e pela importância dos incêndios florestais que têm frequentemente ocorrido nesta área.

Assim, a presente proposta, pretende auxiliar no processo de minimização dos impactos ambientais das intervenções, promovendo a melhoria na qualidade e ambiente através de:

- **Tarefa 4.2.1:** Monitorização da resposta da vegetação nas áreas submetidas às diferentes técnicas de gestão de combustível, e comparação dos índices de diversidade florística entre estas e outras áreas sem intervenção;
- **Tarefa 4.2.2:** Avaliação dos impactes da aplicação do fogo controlado nos herbívoros, e da sua potencialidade para a renovação de pastagens;
- **Tarefa 4.2.3:** Definição de procedimentos para a minimização de impactes associados ao uso do fogo, nomeadamente ao nível da qualidade da água e erosão do solo;
- **Tarefa 4.2.4:** Desenvolvimento de critérios de avaliação da biodiversidade dos espaços florestais à escala da unidade de gestão;
- **Tarefa 4.2.5:** Desenvolvimento de uma metodologia de avaliação da multifuncionalidade potencial do espaço;
- **Tarefa 4.2.6:** Desenvolvimento de metodologias de articulação com as Zonas de Intervenção Florestal (ZIF);
- **Tarefa 4.2.7:** Desenvolvimento de um manual para a elaboração do Planos de Gestão da(s) ZIF e/ou outras unidades de gestão da área em estudo, de acordo com o normativo DFCI e com o Código de Boas Práticas para uma Gestão Florestal Sustentável (NP4406/2003).

A inexistência de informação relativa à titularidade dos terrenos, e falta de autorização de alguns proprietários para a instalação das parcelas nas zonas seleccionadas, dificultou o normal avanço dos trabalhos constantes nas tarefas propostas no projecto.

2. TAREFA 4.2.01 MONITORIZAÇÃO DA RESPOSTA DA VEGETAÇÃO NAS ÁREAS SUBMETIDAS ÀS DIFERENTES TÉCNICAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEL, E COMPARAÇÃO DOS ÍNDICES DE DIVERSIDADE FLORÍSTICA ENTRE ESTAS E OUTRAS ÁREAS SEM INTERVENÇÃO

2.1 NOTA INTRODUTÓRIA

Os ecossistemas mediterrânicos caracterizam-se pela presença sucessões secundárias com espécies esclerófilas perenifólias, e que estão muitas vezes relacionadas com perturbações resultantes de acção antrópica durante largos períodos de tempo (BARBERO *et al.*, 1990; AERTS, 1995; LUIS-CALABUIG *et al.*, 2000; VOGIATZAKIS *et al.*, 2006). É igualmente importante reconhecer as perturbações como elementos integrantes dos ecossistemas (WHITE, 1979). Por outro lado, as operações de gestão florestal podem ser entendidas como perturbações que podem ter elevada influência na composição, estrutura e biodiversidade dos espaços florestais (NIEMELÄ, 1999; BENGTTSSON *et al.*, 2000).

Com efeito, as práticas de gestão florestal são consideradas como as causas mais significativas de perda da diversidade das espécies vegetais (GILLIAM e ROBERTS, 1995), e a avaliação dos impactes das práticas silvícolas nas estruturas das comunidades vegetais tem sido objecto de estudo para muitos investigadores (FRANKLIN, 1993; ROBERTS e GILLIAM, 1995; DECOCQ *et al.*, 2004; YOUNG *et al.*, 2005). Todavia, estudos evidenciam que as práticas silvícolas podem ter um efeito neutro ou positivo na riqueza das espécies vegetais do sub-coberto (e.g. BATTLES *et al.*, 2001), pese embora o estabelecimento de comunidades de matos, normalmente monoespecíficos, relacionado com a presença de factores de perturbação de grande intensidade (TRABAUD e LEPART, 1980; TRABAUD, 1994; THANOS *et al.*, 1996).

Se a frequência da perturbação é muito elevada, as espécies vegetais típicas dos primeiros estágios de sucessões mantêm-se como dominantes, verificando-se redução da diversidade quando comparadas com áreas florestais não geridas (TORRAS e SAURA, 2008). Por outro lado, em termos da promoção da diversidade da vegetação, muitas espécies arbóreas típicas dos primeiros estágios de sucessão não são encontradas em sistemas florestais maduros e estáveis, mas estão presentes em áreas abertas resultantes da exploração (SCHUMANN *et al.*, 2003).

A gestão de combustíveis florestais, com o objectivo de diminuição do perigo de incêndio, pode ser obtida usando técnicas ambientalmente e economicamente aceitáveis. As soluções técnicas mais utilizadas para controlo da vegetação são o corte manual, vários tipos de tratamento mecânico, o uso controlado do fogo e o pastoreio. O objectivo final de todas estas técnicas é a redução da carga de combustível para níveis adequados à redução do potencial de propagação dos incêndios florestais. No entanto o efeito que as diferentes técnicas têm na recuperação da vegetação pode ser diverso, e por vezes poderá existir conflito entre os objectivos mais práticos de redução do risco de incêndio e efeitos ecológicos, como é o caso da diversidade florística.

Todavia, é difícil estabelecer os padrões de regeneração uma vez que eles são fortemente influenciados pelas condições locais (condicionantes espaciais, produtividade do local) ou outros fenómenos oportunistas (incêndios florestais, pragas e doenças) (TURNER *et al.*, 1998; DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002; PAUSAS, 2003). Por outro lado, os fenómenos oportunistas não podem ser dissociados da gestão florestal, pois é neste conjunto que se deve avaliar a resiliência dos locais face a novas opções de gestão de combustíveis.

O benefício ou prejuízo evidenciado pelas espécies face a mudanças das condições ambientais promovidas pelas perturbações ou diferentes estratégias de gestão é variável, e conseqüentemente tem efeitos na composição e distribuição das espécies (TORRAS e SAURA, 2008). Para os mesmos autores a resposta da biodiversidade a práticas silvícolas não está bem estudada na região do Mediterrâneo, área sujeita a forte impactes antrópicos durante séculos, e que é considerado um *hotspot* da biodiversidade.

Para determinar ciclos de intervenção em matéria de gestão de combustíveis é fundamental solidificar um conjunto de conhecimentos relacionados com a resposta da vegetação face a um conjunto de perturbações, entre os quais os decorrentes do uso do solo, do abandono das actividades relacionadas com o mesmo, das acções de gestão de combustível e dos próprios incêndios.

PAUSAS (1997) evidencia a necessidade de se analisar e quantificar a resposta das espécies mediterrânicas ao fogo no sentido de prever as suas dinâmicas e propor alternativas de gestão no sentido de preservá-las. O conhecimento da resposta das

espécies a perturbações como o fogo (DELL *et al.*, 1986) permite o desenvolvimento de modelos de evolução da vegetação actual (NOBLE e SLATYER, 1980; AUSTIN *et al.*, 1997), e assim permitir estabelecer prioridades de intervenção no coberto vegetal. Neste contexto, e face às mudanças que se verificam actualmente, alguns estudos tiveram início no sentido de perceber com exactidão quão estáveis e resilientes são os ecossistemas Mediterrânicos (OJEDA *et al.*, 1996; TRABAUD, 1998), e qual a influência do histórico de usos no regime de fogo, e consequentemente na regeneração pós-fogo, e ainda como esta ou volta a alterar o período de recorrência de incêndios.



Fotografia 1, 2, 3 e 4. Diferentes estágios de desenvolvimento da vegetação pós-incêndio junto à Albufeira de Castelo de Bode (Autor: Nuno Guiomar)

2.2 RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO PÓS-PERTURBAÇÃO

Muitos estudos têm sido desenvolvidos no sentido de perceber os padrões de regeneração pós-perturbação, alguns com ênfase na cobertura e riqueza de espécies (e. g. PAUSAS *et al.*, 1999), na biomassa (e. g. MONTÈS *et al.*, 2004), ou nos ritmos de crescimento das espécies (CLEMENTE *et al.*, 2005).

Alguns evidenciam que nos estágios pioneiros das sucessões, as espécies dominantes modificam o seu ambiente a curto ou longo prazo, com impactes na dinâmica da vegetação (AERTS e BERENDSE, 1988; BERENDSE, 1998; MITCHELL *et al.*, 1999; VAN DER KRIFT e BERENDSE, 2001). Alguns estudos foram efectuados sobre as sucessões pós-fogo a partir do ponto de vista florístico ou de estrutura (TRABAUD e LEPART, 1981; TRABAUD, 1983, 1994; BONNET, 2001) mas são escassas as abordagens ao nível da biomassa para explicar as dinâmicas dos estágios sucessionais iniciais (RAPP *et al.*, 1999; CAÑELLAS e SAN MIGUEL, 2000).

A destruição de um tipo de vegetação, regra geral, conduz a um mais elevado grau de secura do seu meio e, conseqüentemente, à sua substituição por outro, mais xerófito, adaptado às novas condições. Ao longo de todo o Mediterrâneo, nas zonas de contacto de tipos de vegetação xerófitica com formações vegetais mais ou menos higrófilas, a destruição das últimas, conduz à substituição destas pelas primeiras, e não o contrário (MALATO-BELIZ, 1982). Uma interpretação inversa é contrária a esta regra elementar da ecologia vegetal. Ao longo de todo o Mediterrâneo, nas zonas de contacto de tipos de vegetação xerófitica com formações vegetais mais ou menos higrófilas, a destruição das últimas, conduz à substituição destas pelas primeiras, e não o contrário. O fenómeno é perfeitamente compreensível se se tiver em conta que, ao destruir a cobertura vegetal do solo em zonas finícolas de humidade e amenidade oceânicas, se produz o rápido “ensecamento” do meio não ou dificilmente reversível, o qual é ocupado por formações vegetais adaptadas às novas condições de maior ou menor xerofilia criadas. É o caso, por exemplo, da destruição dos matos densos de *Ulex minor* (subatlânticos), em resultado da acção do fogo ou do pastoreio intenso, com a ocupação das clareiras resultantes por agrupamentos de *Tuberarietea* (mediterrânicos), ou a substituição dos mesmos por tipos de vegetação dominados por *Cistus ladanifer* e *Cistus crispus*, também mediterrânicos.



Fotografias 5, 6, 7 e 8. Matos na envolvente da Albufeira de Castelo de Bode, com um claro domínio de *Cistus ladanifer* (Autor: Nuno Guiomar)

Este facto é particularmente evidente na envolvente da Albufeira de Castelo de Bode onde se podem observar extensas áreas de *Cistus ladanifer* em áreas ardidas, identificando-se de forma esparsa alguns exemplares de outras espécies, como o *Arbutus unedo*, e que provavelmente tiveram outrora maior expressão.

A variação da abundância das espécies envolvidas na regeneração depende também dos factores relacionados com o histórico de uso do solo. Nos trabalhos desenvolvidos por SANTOS *et al.* (2003) verificaram-se, em sistemas agrícolas abandonados, nas zonas de terraços uma elevada taxa de regeneração de herbáceas e arbustos lenhosos do género *Ulex* sp., e em zonas de declives suaves a moderados um predomínio de *Quercus coccifera* L. e *Erica* sp., associados a gramíneas.

Alguns estudos sugerem que as mudanças nos regimes de perturbações podem produzir alterações na composição e estrutura da vegetação (ZEDLER *et al.*, 1983), e que a resiliência dos ecossistemas pode diminuir significativamente com o aumento da frequência destes factores (DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002). Este facto é especialmente relevante nas comunidades dominadas por espécies de sementes

duras, que necessitam de tempo suficiente para produzir sementes viáveis capazes de sobreviver a incêndios sucessivos (KEELEY, 1986; VALLEJO e ALLOZA, 1998).

No entanto, dado que a frequência, intensidade e severidade dos incêndios florestais são parcialmente controlados pela composição e estrutura das comunidades vegetais (DE LUIS *et al.*, 2004a), as alterações nas espécies mais relevantes das comunidades pode afectar o regime de fogo no futuro, e consequentemente ter implicações para a conservação e gestão do espaço, uma vez que afectam o regime hidrológico, a biodiversidade e a economia de um largo conjunto de áreas florestais nos ecossistemas do Mediterrâneo. Por exemplo, na zona Este de Espanha, passados 9 anos dos incêndios de 1990, verifica-se a generalizada dominância das comunidades de *Ulex parviflorus* (VALLEJO e ALLOZA, 1998; BAEZA, 2001), que estão a atingir o estado de maturidade, com grandes acumulações de biomassa com elevada quantidade de combustíveis finos e secos, que aumentam a perigosidade de incêndio (BAEZA *et al.*, 2002; DE LUIS *et al.*, 2004a). DELITTI *et al.* (2004) verificou situações com ciclo de fogo inferior a 5 anos, registando uma diminuição expressiva de acumulação de biomassa de *Quercus coccifera* L., que, segundo FERRAN *et al.* (2005), poderá estar associada à perda significativa de nutrientes no sistema solo-planta.

A variação da abundância das espécies envolvidas na regeneração depende também dos factores relacionados com o histórico de uso do solo. Foi neste complexo contexto que DUGUY e VALLEJO (2008) procuraram analisar áreas sujeitas a diferentes históricos de uso do solo antes do último incêndio, e se estas apresentam diferenças nos padrões da vegetação 6 anos após a ocorrência do mesmo, quando o período transitório de alterações esperadas, induzidas pelo fogo ao nível da vegetação, já não era suposto persistirem. Era igualmente objectivo determinar os impactes de médio prazo de diferentes regimes de fogo na vegetação pós-fogo e alcançar uma melhor compreensão dos padrões de sucessão pós-perturbação em relação a determinadas características das plantas e regimes de fogo particulares. Este estudo permitiu concluir que o histórico de usos do solo e a ocupação recente do solo antes do incêndio determinam a vegetação pós-fogo a médio prazo, e que a composição da vegetação convergiu durante sucessões secundárias entre históricos de uso do solo. O aumento da recorrência de incêndios teve um pequeno impacte nas comunidades vegetais maduras, uma vez que as

estratégias de regeneração determinam a resposta das espécies dominantes ao fogo.

No entanto a recorrência dos incêndios não é o único factor a determinar os padrões da vegetação. As características dos incêndios são também determinantes, em particular a extensão e a severidade. Depois de grandes incêndios, os processos de sucessão são ainda mais imprevisíveis uma vez que são influenciados pela heterogeneidade espacial criada pelo fogo e, em particular, pelos padrões heterogêneos de sobrevivência e propagação dos organismos (TURNER *et al.*, 1998).

2.2.1 IMPACTES DAS TÉCNICAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEL E DE FACTORES DE USO DO SOLO NA VEGETAÇÃO

Na maioria (senão mesmo em todos) dos países que integram ecossistemas susceptíveis ao fogo, e onde este é uma presença constante, registaram-se, em diferentes momentos, políticas de supressão do fogo, com concentração dos instrumentos financeiros nos mecanismos de combate. Em todos eles se registaram episódios de incêndios extremos, ao fim de 20/30 anos de exclusão do fogo, resultado da acumulação de combustíveis e de condições meteorológicas favoráveis.

Em resultado dessa situação, voltou a equacionar-se o uso do fogo para gestão de combustíveis, que se tem deparado com algumas resistências, e sido alvo de inúmeros estudos, alguns deles citados nos sub-capítulos seguintes. Este parece ser o principal motivo que justifica o desequilíbrio entre o número de estudos avaliativos da aplicação do fogo controlado, quando comparado com a disponibilidade de documentos sobre os impactes de outras técnicas de gestão de combustíveis socialmente aceites.

Hoje em dia, o fogo contribui para a manutenção do mosaico característico das comunidades e ecossistemas mediterrânicos, e é considerado como uma técnica de gestão, inclusivamente na manutenção da diversidade biológica dos ecossistemas (CORREIA e CLEMENTE, 2001).

No entanto, embora seja imprescindível a inclusão do histórico de incêndios florestais (assim como de outros factores de perturbação) aquando da avaliação

das opções de gestão de combustíveis, não se devem confundir os impactes na vegetação resultantes de um incêndio florestal, com os impactes do fogo controlado. Numa comunidade, o impacte do fogo é condicionado essencialmente pela estação do ano, a área em que ocorre e pela proximidade de espécies propulsoras de novas gerações (CORREIA e CLEMENTE, 2001).

Segundo DELGADO (2001) o fogo controlado pode ter os seguintes efeitos na estrutura da vegetação:

- Efeito notório a curto prazo do fogo controlado sobre a vegetação herbácea e arbustiva, verificando-se, no entanto, a sua rápida recuperação;
- A vegetação herbácea atinge um desenvolvimento máximo cerca de 3 anos depois do fogo, voltando a decrescer após esse período;
- Em contraste, a biomassa arbustiva cresce continuamente após o fogo, recuperando para os valores iniciais cerca de 5 anos após a queima.

O fogo causa temporariamente redução da vegetação de superfície e matéria orgânica, dependendo da sua frequência e intensidade. Todavia a vegetação responde rapidamente, em especial as herbáceas, que podem surgir logo na próxima época de crescimento (VANDERMAST *et al.*, 2004). Por outro lado nem toda a camada orgânica superficial é consumida (FLOYD *et al.*, 2002; KEYSER *et al.* 2004; TRAMMELL *et al.*, 2004) e as queimas podem criar um mosaico de vegetação no solo florestal (FORD *et al.*, 1999). A matéria orgânica parece recuperar cerca de 3 anos depois da queima (GAGAN, 2002). A menos que o objectivo da aplicação das queimas seja reduzir dramaticamente a densidade de copas, as espécies arbóreas mantêm-se depois das queimas, fornecendo sombra para reduzir a variação da temperatura no solo florestal e permitir a retenção de humidade (FORD *et al.*, 1999). Os resultados obtidos por MOREIRA *et al.* (2003) sugerem que para uma melhor recuperação da vegetação herbácea as queimas devem ser efectuadas em intervalos de tempo de 2-3 anos.

No que respeita ao uso dos animais para efeitos de gestão de combustíveis, um dos grandes obstáculos prende-se com a selectividade de espécies a serem consumidas pelos animais. Segundo MASSON (1995) a *Erica arborea* é uma espécie consumida por todos os animais, ao contrário do *Cistus monspeliensis* que dificilmente é

consumido, exceptuando pelas cabras, durante a época de Inverno. CAMARDA *et al.* (2004) refere que a composição florística poderá ser alterada pelo pastoreio uma vez que muitos animais têm preferência por espécies como o *Arbutus unedo*, *Cistus salvifolius* e a *Phillyrea latifolia*, em detrimento de espécies tóxicas como a *Euphorbia dendroides* ou a *Anagyris foetida*, espécies espinhosas como a *Calycotome villosa* ou a *Genista sp.*, ou porque são preteridas na presença de outras, como o *Cistus monspeliensis*, a *Phillyrea angustifolia* ou o *Rhamnus alaternus*. Outro aspecto referido por MALATO-BELIZ (1982) é a nitrofilia resultante da sobrepastagem, que conduz ao domínio de espécies de elevada ruderalidade. Por fim dever-se-á ter em consideração que o uso do fogo e o pastoreio estão intimamente relacionados, e segundo RIGOLOT *et al.* (2002) queimas controladas, seguidas de pastoreio e a aplicação de fogo para manutenção do sistema, de 1 a 7 anos mais tarde, garantem a sustentabilidade das comunidades vegetais.

No que concerne às operações mecânicas sobre os combustíveis, a mais agressiva consiste no corte raso. Grandes áreas de corte raso criam novas condições ambientais, de elevada homogeneidade, e que promovem o aparecimento de espécies heliófilas pioneiras que rapidamente colonizam as áreas abertas, como por exemplo o *Pinus halepensis* ou o *Quercus coccifera* (MONTÈS *et al.*, 2004). BRASHEARS *et al.* (2004) observaram um rápido crescimento de espécies heliófilas favorecido por cortes rasos, causando mudanças significativas na composição de povoamentos de folhosas. BROKAW e LENT (1999) também verificaram que a estrutura simples vertical em povoamentos cortados pode ser explicada pela baixa riqueza de espécies arbóreas observadas. Por outro lado WANG e NYLAND (1993) observaram um aumento de espécies heliófilas, mas neste caso foram responsáveis por um aumento da riqueza após o corte, porque a composição inicial era dominada por um pequeno conjunto de espécies tolerantes à sombra. O aumento da diversidade de espécies arbóreas após o corte foi igualmente reportado por CROW *et al.* (2002) e por ROWLAND *et al.* (2005). De salientar ainda que operações desta natureza nas imediações de áreas onde se verifique a presença de espécies invasoras podem constituir uma via para a invasão de áreas maiores (MERRIAM *et al.*, 2007).

As formações de medronheiro (*Arbutus unedo* L.) representam, seguramente, a primeira fase de destruição dos sobreirais. Elas resultaram, geralmente da acção devastadora dos fogos, da sobrepastagem por cabras, e do corte de árvores, factores cuja acção nefasta se tem mantido desde há séculos, impedindo a

reconstituição do bosque outrora dominante. A destruição destes sistemas pode levar à sua substituição por matos dominados pela esteva (*Cistus ladanifer*).

No primeiro caso, normalmente resultante da acção do fogo e do pastoreio intenso por cabras, o que se verifica é o aparecimento de extensas clareiras relvosas, aqui e ali salpicadas por tufos de tojo molar, no seio dos quais se refugiam pequenas espécies como *Arenaria montana*, *Ornithopus perpusillus* e *Trifolium glomeratum*, entre outras. Muitas das vezes, a nitrofilia resultante da sobrepastagem conduz ao domínio de *Cynara algarbiensis*, *Carduus tenuiflorus* e *Cirsium vulgare* (MALATO-BELIZ, 1982).

2.2.2 MONITORIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO: METODOLOGIAS DE ANÁLISE

A análise e monitorização da vegetação ao nível da comunidade pode ser estrutural, florística ou uma combinação das duas (ARIANOTSOU e KAZANIS, 2005). A análise florística segue, normalmente, protocolos fitossociológicos, e inclui a composição de espécies, a abundância e a diversidade da comunidade vegetal em análise. A fitossociologia permite estabelecer os estágios evolutivos das sucessões das comunidades vegetais (MALATO-BELIZ, 1958). De acordo com BRAUN-BLANQUET (1965) o conhecimento das sucessões que ocorrem numa determinada região permite antecipar impactes resultantes das actividades humanas, e tomar decisões sustentadas e consistentes no domínio do planeamento do território e da conservação da natureza.

BUHK *et al.* (2007) salientou a escassa informação disponível entre a regeneração das species após perturbações e as condições abióticas locais, informação essencial para interpretar a variabilidade espacial e temporal, uma vez que podem condicionar as estratégias de regeneração das plantas. De acordo com ARIANOTSOU e KAZANIS (2005) o processamento dos dados pode ainda incluir outra informação auxiliar como a fisionomia e estratégias de regeneração (KAZANIS e ARIANOTSOU, 1996), índices de diversidade (KENT e COKER, 1992) e métricas da paisagem (e. g. fragmentação, heterogeneidade).

É fundamental o desenvolvimento de mecanismos de aquisição de conhecimento ao nível da regeneração da vegetação e estabelecer correlações com as características biofísicas dos locais, histórico de usos do solo e regimes de perturbações (PURDON

et al., 2004; BUHK *et al.*, 2006; DUGUY e VALLEJO, 2008). A análise canonical de correspondência (TER BRAAK, 1987) é um método de extrema importância no sentido de clarificar quais os factores que determinam a composição de espécies e a sua abundância (ARIANOTSOU e KAZANIS, 2005).

Elaboração de inventários fitossociológicos

Para a análise da vegetação, poderá recorrer-se à elaboração de inventários fitossociológicos. Os inventários florísticos poderão ser realizados de acordo com o protocolo definido por MEDUNA *et al.* (2003) usando os descritores de BRAUN-BLANQUET (1979) (abundância-dominância e sociabilidade), e as comunidades vegetais serão identificadas segundo a metodologia fitossociológica, também conhecida por sigmatista de Zurique-Montpellier, revista por RIVAS-MARTÍNEZ (1976, 2005), GÉHU e RIVAS-MARTÍNEZ (1981) e CAPELO (2003).

O índice de abundância-dominância expressa a superfície ocupada por cada espécie na parcela em análise. Distinguem-se 6 classes (PEREIRA, 1993; MDNR, 2007):

- 5 – Indivíduos cobrindo mais de 75% da área/amostra
- 4 – Indivíduos cobrindo de 50 a 75% da área/amostra
- 3 – Indivíduos cobrindo de 25 a 50% da área/amostra
- 2 – Indivíduos cobrindo de 5 a 25% da área/amostra
- 1 – Indivíduos cobrindo menos de 5% área/amostra
- + – Indivíduos raros ou muito raros na área/amostra

Quando se trate de estratos bem diferenciados da vegetação, os valores da quantidade são atribuídos separadamente, por estratos, a cada uma das suas componentes.

A sociabilidade expressa o padrão horizontal das espécies e avalia o grau de associação entre elas. Podem distinguir-se 5 classes (PEREIRA, 1993; MDNR, 2007):

- 5 – Em povoamentos densos
- 4 – Em pequenas colónias
- 3 – Em pequenas manchas

- 2 – Em grupo ou grupos
- 1 – Indivíduos isolados

Para a identificação das espécies recolhidas poderão ser usadas as floras de TUTIN *et al.* (1964, 1968, 1972, 1976, 1980), FRANCO (1971, 1984), CASTROVIEJO *et al.* (1986, 1990, 1993, 1997), VALDÉS *et al.* (1987) e FRANCO e AFONSO (1994, 1998, 2004).

Caracterização das espécies de acordo com atributos funcionais

Entre os factores de perturbação, os incêndios florestais assumem especial importância, evidenciada pelo desenvolvimento de um elevado número de respostas adaptativas que se podem observar, e estão relacionados com o estabelecimento de comunidades de matos, normalmente monoespecíficos (NAVEH, 1974,1975; HANES, 1977; TRABAUD e LEPART, 1980; GILL, 1981; TRABAUD, 1994; THANOS *et al.*, 1996; CARCAILLET *et al.*, 1997; CORREIA e CLEMENTE, 2001; SYPHARD *et al.*, 2007). De facto, a distribuição e composição da maior parte das comunidades vegetais das regiões sujeitas ao clima mediterrânico são influenciadas pelo fogo (SYPHARD *et al.*, 2007). Em conjunto com as condições edafoclimáticas, este elemento exerce uma forte pressão selectiva na vegetação (TRABAUD, 1998).

A análise de um conjunto de atributos biológicos das plantas, que podem ser agrupados em classificações funcionais, está relacionada com a identificação de grupos de espécies específicos que partilham características-chave que se crêem reflectir constrangimentos ecológicos ao nível da comunidade (LAVOREL *et al.*, 1997; MCINTYRE e LAVOREL, 2001). O uso de classificações funcionais das plantas tem sido proposto para descrever atributos da vegetação em relação ao clima (BOX, 1996; SKARPE, 1996; DÍAZ e CABIDO, 1997), regimes de perturbações (LAVOREL *et al.*, 1999; MCINTYRE *et al.*, 1999; KLEYER, 1999, PAUSAS, 1999), histórico de uso do solo (DÍAZ *et al.*, 1999; LAVOREL *et al.*, 1999), mudanças globais (WOODWARD e DIAMENT, 1991; CHAPIN *et al.*, 1996), ou herbivoria (LANDSBERG *et al.*, 1999; MCINTYRE e LAVOREL, 2001).

As espécies vegetais diferem quer nos atributos funcionais que as caracterizam quer no modo como influenciam o funcionamento dos ecossistemas. Os atributos

funcionais estão relacionados com aspectos como o crescimento (aquisição de luz e nutrientes, eficiência no uso da água) e a sobrevivência (dispersão, regeneração, protecção contra herbívoros e outras perturbações). Estes permitem interpretar variações nas comunidades vegetais ao longo de gradientes ambientais, nos quais se pode incluir a sucessão secundária. Em resposta ao abandono, foram objectivos deste trabalho identificar: (1) alterações na composição e estrutura da vegetação; (2) grupos funcionais e variações nos atributos funcionais; (3) efeitos na biomassa e produtividade primária da parte aérea, bem como na taxa de decomposição da folhada (CASTRO, 2008).

Em estudos pós-perturbação e dinâmica sucessional tem sido dada particular atenção aos aspectos de ecologia funcional das plantas para determinar a resposta das comunidades vegetais a tais perturbações (NOBLE e SLATYER, 1980; BOND e VAN WILGEN, 1996), em particular das interacções entre as formas de regeneração, regimes de fogo e clima na recuperação dos ecossistemas (PAUSAS, 1999; DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002; LLORET e VILÀ, 2003; ARNAN *et al.*, 2007).

Entre os atributos das plantas relacionados com factores de perturbação, as estratégias de regeneração (MCINTYRE *et al.*, 1995), em particular o modo de regeneração pós-fogo, o armazenamento de sementes e o modo de dispersão, parecem ser cruciais e necessitam de melhor investigação (LAVOREL *et al.*, 1997). Existem dois mecanismos fundamentais envolvidos na resposta das plantas ao fogo (PAUSAS *et al.*, 2004a; KEELEY *et al.*, 2006): germinação e regeneração vegetativa. A riqueza da regeneração determina a resiliência da comunidade das plantas ao fogo, e tem sido analisada através do rácio pré-fogo de sementes: (WESTMAN e O'LEARY 1986; VALLEJO e ALLOZA 1998).

Uma classificação mais simplista divide os mecanismos de regeneração das plantas pós-incêndio em dois tipos: regeneração vegetativa e regeneração por semente (LLORET e VILÀ, 1997; PAUSAS e VALLEJO, 1999, CORREIA e CLEMENTE, 1999, CATRY *et al.*, 2007). De acordo com PAUSAS (1999) os mecanismos de regeneração das espécies, estimuladas ou não pelo fogo, podem ser estruturados em quatro combinações: espécies de regeneração vegetativa não estimuladas pelo fogo, espécies de regeneração vegetativa estimuladas pelo fogo, espécies de germinação obrigatória não estimulada pelo fogo e espécies de germinação obrigatória estimulada pelo fogo. PAUSAS e LAVOREL (2003) propõem uma classificação

hierárquica funcional das plantas em ecossistemas sujeitos a perturbações para ser usado em modelação da vegetação e comparações globais das características das plantas. O seu âmbito baseia-se na persistência das plantas em diferentes níveis de organização. Os autores assumem que os parâmetros principais para determinar a persistência em ambientes constantemente perturbados são os relacionados com: capacidade individual de persistência, capacidade regenerativa/propágulos (capacidade ao nível da população), capacidade competitiva (persistência ao nível da comunidade) e capacidade de dispersão (persistência ao nível da paisagem).



Fotografias 9, 10 e 11. Regeneração vegetativa de *Arbutus unedo*, regeneração por semente de *Cistus ladanifer* um ano após o incêndio, e rebentos epicórnicos no *Quercus suber* (Autor: Nuno Guiomar)

As comunidades arbustivas desempenham um papel essencial no primeiro estágio de regeneração pós-fogo devido à sua elevada resiliência (FERRAN e VALLEJO, 1998; TÁRREGA *et al.*, 2001), em consequência da sua capacidade para regenerar por via vegetativa a partir de estruturas resistentes ao fogo, ou através de sementes cuja germinação pode ou não ser estimulada pelo fogo (LLORET e VILÀ, 1997; LLORET, 1998).

Nas fases iniciais a recolonização é frequentemente controlada pelas espécies que regeneram pela via vegetativa, que cedo perdem dominância em favor das espécies que regeneram por semente (CARREIRA *et al.*, 1992; BELLINGHAM e SPARROW, 2000; SPARROW e BELLINGHAM, 2001). Por outro lado, como consequência dos frequentes incêndios, as comunidades vegetais arbustivas dominadas por espécies germinativas de semente dura têm tendência a generalizar-se. No Este de Espanha, as comunidades de matos são dominadas por espécies da família das *Fabaceae* (em particular o *U. parviflorus*), enquanto que as *Cistaceae* e *Lamiaceae* (essencialmente

C. albidus e *R. officinalis*) estão presentes em situação de sub-dominância (VALLEJO e ALLOZA, 1998; BAEZA *et al.*, 2002; DE LUIS *et al.*, 2004a).

Nas espécies de regeneração vegetativa, a regeneração é garantida através do lançamento de novos rebentos a partir dos ramos, do tronco, de toiça ou do sistema radicular. Têm taxas de crescimento muito elevadas, readquirindo a sua cobertura original muito rapidamente (CORREIA e CLEMENTE, 2001). Para os mesmos autores, as plantas de germinação obrigatória possuem um banco de sementes no solo que permite a sua regeneração após o fogo. Inicialmente a sua densidade é muito elevada mas diminui posteriormente devido à forte competição e às condições ambientais adversas.

Outras classificações funcionais das plantas têm sido utilizadas na tentativa de encontrar respostas para os padrões de regeneração observados. DUGUY e VALLEJO (2008) classificaram as plantas de acordo com o seu tipo fisionómico (RAUNKIAER, 1934). Existem vários sistemas de formas vitais, mas o sistema de RAUNKIAER (1934) é o mais correntemente utilizado. Além de ser o mais simples baseia-se em apenas um único factor ecológico: a adaptação das plantas à estação desfavorável. De acordo com o sistema de Raunkiaer, modificado por BRAUN-BLANQUET (1979), as espécies podem ser classificadas como:

- Terófitos: ervas propagadas por semente e cuja vida dura menos de um ano, portanto, um único ciclo vegetativo;
- Criptófitos: ervas vivazes cujas gemas de renovo se formam respectivamente abaixo da superfície;
- Hemicriptófitos: plantas com as gemas de renovo à superfície do solo;
- Caméfitos: plantas com as gemas de renovo a menos de 25 cm da superfície do solo, podendo ser lenhosas ou herbáceas;
- Fanerófitos: plantas com as gemas de renovo a mais de 25 cm da superfície do solo.

DUGUY e VALLEJO (2008) consideraram igualmente as leguminosas como um grupo funcional, dada a sua importância já exposta anteriormente, e uma vez que se verifica elevada presença de leguminosas nos estágios iniciais das sucessões pós-incêndio nos ecossistemas Mediterrânicos (FARACO *et al.*, 1993; ARIANOUTSOU e

THANOS, 1996; PÉREZ, 1997). Foi colocada a hipótese que tal se deve à elevada competitividade por parte destas fixadoras de nitrogénio em ambientes afectados pela perda de nutrientes (PAUSAS *et al.*, 1999).

DE LUIS *et al.* (2006) sugerem ainda que diferenças entre a longevidade das plantas *Fabaceae* e *Cistaceae* pode também influenciar as mudanças de dominância observadas. Três anos após o incêndio, tanto em número como em biomassa, *Cistaceae* dominaram a composição da vegetação, mas a sua dominância pode diminuir com o decorrer do tempo, relativamente ao tojo com vida mais longa, algo que precisa de ser aferido.

Análise das sucessões vegetais

Segundo PINTO GOMES (2001) é fundamental o conhecimento das séries de vegetação natural, quer sejam climatófilas ou edafófilas, as quais englobam todos os complexos de comunidades, desde as distintas etapas evolutivas até um óptimo estável, com o objectivo de desenvolver um melhor e mais correcto ordenamento florestal, bem como fomentar técnicas de gestão nas diferentes etapas da dinâmica vegetal.

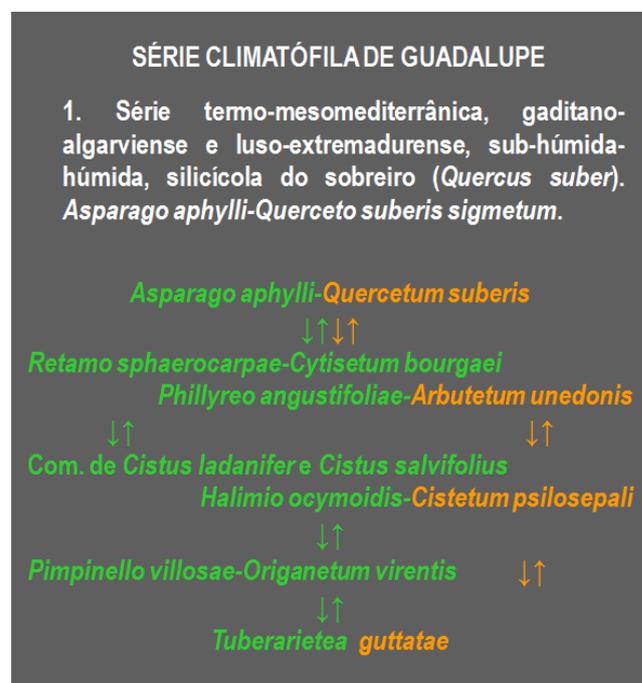


Figura 1. Exemplo de comparação entre a análise efectuada nas áreas de controlo (verde) e numa área ardida (laranja) (PEREIRA e GUIOMAR, 2009)

Alguns autores descrevem a rápida recuperação da estrutura e composição destas comunidades pioneiras como um processo de recolonização por auto-sucessão, uma vez que muitas das espécies dominantes estão presentes no local antes do fogo (HANES, 1971, 1977; TRABAUD e LEPART, 1980; ZEDLER *et al.*, 1983; KEELEY, 1986; ABRIL e GRACIA, 1989; TRABAUD, 1992, 1994, 1998; TÁRREGA *et al.*, 2001). Todavia, a escassez de auto-sucessões depois do fogo tem sido recentemente reportada em diferentes comunidades vegetais dominadas por espécies que regeneram por semente (DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002; LLORET *et al.*, 2003; PAUSAS *et al.*, 2004; RODRIGO *et al.*, 2004; DE LUÍS *et al.*, 2006).

Todavia, a escassez de auto-sucessões depois do fogo tem sido recentemente reportada em diferentes comunidades vegetais dominadas por espécies que se propagam por semente (DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002; LLORET *et al.*, 2003; PAUSAS *et al.*, 2004b; EUGENIO e LLORET, 2004; RODRIGO *et al.*, 2004; DE LUÍS *et al.*, 2006), e perante a ocorrência de novos incêndios no mesmo local algumas espécies de matos podem ser substituídas por outras (OJEDA *et al.*, 1996; DE LUIS *et al.*, 2006). Para VALLEJO (1996) o processo de recuperação da vegetação pós-incêndio depende também do regime dos incêndios, assim como do comportamento das espécies. Os intervalos entre fogo fornecem oportunidades para reconstrução das populações de determinadas espécies que não dependem do fogo para se estabelecerem (KEELEY, 1995).

Os resultados obtidos por DE LUIS *et al.* (2006) demonstraram que a regeneração após incêndio não seguiu um padrão auto-sucessional e produziu alterações em dominância de espécies de *Ulex parviflorus* para *Cistus albidus*. Os autores mostram que, na presença de um segundo incêndio (neste caso 12 anos depois do primeiro), embora se verifique a presença das espécies das famílias em análise (*Fabaceae*, *Cistaceae* e *Lamiaceae*), regista-se uma mudança na dominância, dando as *Fabaceae* lugar às *Cistaceae*.

2.3 ANÁLISE DA VEGETAÇÃO PÓS-PERTURBAÇÃO NA ENVOLVENTE DA ALBUFEIRA DE CASTELO DE BODE

A área de estudo abrange 3 áreas biogeográficas (COSTA *et al.*, 1999):

1. 3A11 – Superdistrito Zezerense
2. 4A1 – Subsector Beirense Litoral
3. 4B1 – Superdistrito Ribatagano.

Segundo os mesmo autores, a vegetação de referência nestas áreas inclui carvalhais de *Quercus pyrenaica*, sobreirais e azinhais. De entre as espécies arbustivas que são referidas no documento destacam-se as seguintes: *Cytisus multiflorus*, *C. striatus*, *C. scoparius*, *Arbutus unedo*, *Cistus populifolius*, *C. ladanifer*, *Genista hirsuta*, *Erica australis*, *E. umbellata*, *Halimium ocymoides*, *Retama spaherocarpa*, *Ulex densus*, *U. minor*, *Quercus coccifera*, *Q. lusitanica*, *Lavandula* spp.

A envolvente da Albufeira de Castelo de Bode tem sido regularmente devastada por incêndios florestais. Estes têm deixado marcas bem evidentes na paisagem, e são responsáveis por muitas das estruturas e comunidades vegetais que se podem observar actualmente, em particular nas comunidades de matos, hoje dominados pela esteva (*Cistus ladanifer*), e pertencentes aos estevais de *Genista hirsutae* – *Cistetum ladaniferi*.



Fotografias 12 e 13. Regeneração pós-fogo de estevais xerófitos (Autor: Nuno Guiomar)

Este é um bom exemplo de germinação favorecida pelos incêndios. A recolonização massiva observada em áreas ardidas por esta espécie, deve-se provavelmente à quebra da dormência das sementes devido às elevadas temperaturas provocadas pelo incêndio, situação que se verifica também noutras espécies do género *Cistus* spp. Estas espécies são caracterizadas pela forte resistência ao calor bem como a condições inóspitas do terreno, nomeadamente a presença em zonas com solos pobres, secos e com elevada exposição solar. As espécies do género *Cistus* sp. multiplicam-se naturalmente pelas sementes e possuem uma estratégia oportunista de germinação (THANOS e GEORGHIOU, 1988; THANOS *et al.*, 1992).

As *Cistaceae* têm um ciclo de vida curto com rápida recuperação e crescimento após perturbações, uma vez que o primeiro período de reprodução ocorre apenas ao fim de 1 a 2 anos, e plena capacidade de reprodução em 5 anos e uma larga produção de sementes todos os anos (ROY e SONIÉ, 1992; THANOS *et al.*, 1992; NE'EMAN e IZHAKI, 1999; FERRANDIS *et al.*, 2001). Portanto, períodos entre incêndios inferiores a 10 anos parecem ser suficientes para que as *Cistaceae* possam cobrir o solo com banco de sementes e assegurar a reprodução no caso de novo incêndio ocorrer (TRABAUD, 1992; FERRANDIS *et al.*, 1999; PAUSAS, 1999). Estas características permitiram à família das *Cistaceae* tornar-se dominantes em vários habitats do Mediterrâneo com episódios de incêndios florestais recorrentes (BARRY, 1960; JUHREN, 1966; LE HOUÉROU, 1977; SCHILLER *et al.*, 1997).

Embora as garrigues de *Quercus coccifera* L. sejam muito resilientes aos fogos florestais (TRABAUD e LEPART, 1980) e têm grande capacidade de recuperação face a fogos repetidos (MALANSON e TRABAUD, 1988), não são frequentes na área de estudo. Após um incêndio as camadas de solo florestal, a fertilidade do solo e a presença de nutrientes nas garrigues são facilmente recuperáveis até aos valores existentes antes do incêndio (FERRAN *et al.*, 2005). A recuperação é relativamente rápida nestas sistemas quando comparados com outros presentes no Mediterrâneo (FERRAN *et al.*, 1992), devido à elevada capacidade regenerativa do *Quercus coccifera* L. No entanto, para DELITTI *et al.* (2004), quando se verificam situações com ciclo de fogo inferior a 5 anos, verifica-se uma diminuição expressiva de acumulação de biomassa de *Quercus coccifera* L., que, segundo FERRAN *et al.* (2005), poderá estar associada à perda significativa de nutrientes no sistema solo-planta.

Apesar de se verificar a propagação em larga escala das comunidades de *Ulex* spp. ao longo da maior parte da zona Oeste da bacia do Mediterrâneo, as dinâmicas da regeneração associadas ao fogo nestas áreas não tem sido especificamente estudada, ou apenas com foco em determinadas espécies (BAEZA *et al.*, 2002; DE LUIS *et al.*, 2004b), e não como comunidade num todo. Na envolvente da Albufeira de Castelo de Bode os tojais e urzais não são frequentes, e apenas surgem em pequenas manchas.

BAEZA (2001) explica que a baixa taxa de regeneração das *Fabaceae* – especialmente do *U. parviflorus* – se deve à sua baixa produção de sementes

durante os estágios iniciais pós-perturbação. Ele reportou, num tojal com 12 anos, uma densidade do banco de sementes de 124 sementes.m⁻², que é notavelmente mais baixo do que os valores reportados por outras espécies dominantes em vários ecossistemas mediterrânicos (NE'EMAN e IZHAKI, 1999; TRABAUD, 2000). Os valores de BAEZA (2001) são também mais baixos quando comparados com os de tojais de *Ulex europaeus* no Noroeste de Espanha, onde foram reportadas densidades de 645 sementes.m⁻² em tojais com 6 anos, e mais de 1000 sementes.m⁻² em tojais com mais de 15 anos (PUENTES *et al.*, 1987). Estes valores são igualmente baixos quando comparados com tojais maduros da Nova Zelândia, onde ZABKIEWICZ e GASKIN (1978) encontraram uma média de 6000 sementes.m⁻² em e IVENS (1978) num tojal com 20 anos mais de 10000 sementes.m⁻². Outros autores realçaram a importância das *Fabaceae* e *Cistaceae* na recolonização pós-fogo com germinação massiva durante os estágios iniciais pós-incêndio (ARIANOUTSOU e THANOS, 1996; FERRANDIS *et al.*, 1999; HERRANZ *et al.*, 2000; CALVO *et al.*, 2002).

Assim, o tempo passado desde a última perturbação parece ser um factor importante na explicação da escassez de sementes das *Fabaceae*. SOTO *et al.* (1997) concluiu que incêndios em tojais com recorrências de 10 a 20 anos podem determinar a capacidade para a regeneração destas espécies. Estes resultados são consistentes com os observados por AULD e O'CONNELL (1991) descrevendo o declínio de populações, ou mesmo a eliminação de algumas *Fabaceae* como consequência de um regime de incêndios recorrentes que não permitem às espécies desta família para acumular um armazenamento crítico de sementes para auto-substituição. Segundo DE LUIS *et al.* (2006) Os resultados obtidos sugerem que esta evidência também pode ser verdadeira para espécies com um relativo longo ciclo de vida como o *Ulex parviflorus*.





Fotografias 14, 15, 16 e 17. Regeneração pós-fogo de diferentes formações vegetais: tojais, urzais, codeçais e medronhais-urzais na envolvente da Albufeira de Castelo de Bode (Autor: Nuno Guiomar)

Ao problema dos incêndios florestais não é certamente alheia a importância do pinheiro bravo (*Pinus pinaster* Ait.) na ocupação florestal de Portugal. O pinheiro bravo apresenta características interpretáveis como adaptações evolutivas ao fogo e que são compatíveis com as estratégias de resistência (casca espessa), que responde adequadamente à ocorrência de fogos de severidade ecológica reduzida, e de evasão (pinhas com deiscência térmica), correspondente a fogos de severidade elevada. Embora esta simultaneidade de estratégias pressuponha a capacidade de persistência face a regimes de fogo variáveis ou mistos, o grau de desenvolvimento e de coexistência das características em causa é bastante variável entre as populações ibéricas da espécie (FERNANDES *et al.*, 2005). Para MADRIGAL *et al.* (2004), quanto à regeneração pós-incêndio de Pinheiro bravo, apresentam-se com frequência duas situações:

- Regeneração escassa, sendo necessárias novas plantações;
- Regeneração excessiva sendo fundamentais operações de silvicultura no sentido de conduzir o povoamento.

Na área de estudo verificam-se as duas situações, a primeira relacionada com perturbações com ciclos mais curtos.

Trabalhos de avaliação da recuperação da vegetação pós-incêndio escasseiam em Portugal. É fundamental analisar a resposta da vegetação, uma vez que se verifica uma tendência para a homogeneização pós-fogo, quando o ciclo de perturbações é muito curto. A análise da vegetação pós-fogo dá uma medida da resiliência do território, pelo que poderão assim determinar-se ciclos de intervenção que

mantenham ou promovam a biodiversidade, e em simultâneo diminuam a perigosidade.

As amostragens efectuadas nas áreas onde o fogo experimental foi levado a cabo não permitem tecer considerações relevantes, sendo fundamental dar continuidade ao processo de monitorização.

Passado apenas um mês depois da acção de fogo experimental, são visíveis as espécies herbáceas a regenerar por semente.



Fotografias 18, 19 e 20. Regeneração de espécies herbáceas nas parcelas de fogo experimental (Autor: Nuno Guiomar)

De destacar a colonização de uma das parcelas (parcela com tratamento prévio efectuado com destróador) com *Astragalus lusitanicus*. Tratando-se de uma leguminosa, é uma espécie importante na colonização de áreas que sofreram perturbações desta natureza. Resta saber se as sementes resistiram à passagem do fogo, ou se a colonização é feita pelas áreas adjacentes. No entanto é notável a cobertura (15% em cerca de um mês, e cerca de 20% no mês seguinte), assim como o crescimento dos indivíduos.



Fotografias 21, 22, 23 e 24. Colonização de uma parcela de fogo experimental por *Astragalus lusitanicus* (Autor: Nuno Guiomar)

No que respeita a espécies arbustivas ainda não se regista o aparecimento de espécies da família das *Cistaceae*. No entanto regista-se o surgimento na base de muitas *Cistaceae* a *Osyris quadripartita*, uma planta hemi-parasita.

Verifica-se a regeneração de *Ulex* spp. por via vegetativa, em quase todas as parcelas, sujeitas ou não a fogo experimental., com excepção para as que foram intervencionadas apenas com corte com motorroçadora. O *Rubus ulmifolius* também surge em todas as parcelas, mesmo onde o fogo foi mais intenso.



Fotografias 25, 26 e 27. Regeneração de *Ulex* spp., *Osyris quadripartita* e *Rubus ulmifolius*
(Autor: Nuno Guiomar)

De salientar a presença de *Asparagus aphyllus*, que aparentemente é um caso de resistência ao fogo, mas necessita de estudo mais aprofundado e directamente orientado para o comportamento da espécie antes e pós-fogo.

2.4 ANÁLISES FUTURAS

Uma vez que os trabalhos de execução das acções previstas de fogo experimental se atrasaram, não foi possível realizar todas as herborizações previstas.

No entanto, e dada a oportunidade, os dados deverão ser recolhidos continuamente e analisados no sentido de se comparar a evolução da vegetação na etapa de sucessão ecológica:

- Análise dos primeiros estágios de regeneração de acordo com a ecologia, biogeografia, tipo biológico e estratégia de regeneração das espécies;
- Análise da riqueza em espécies e avaliação da diversidade florística através do índice de Shannon-Wiener (KENT e COKER, 1992), segundo os níveis de hierárquicos de inventariação da diversidade de WHITTAKER (1972), e os níveis de diferenciação da diversidade de MAGURRAN (1991);
- A qualidade da riqueza específica será avaliada através da atribuição de um valor de conservação a cada taxa de acordo com o Anexo II da Directiva Habitats 92/43/CEE, e da escala de 1 a 15 proposta por ARSÉNIO *et al.* (1999). A qualidade da diversidade específica de cada ponto de

amostragem será determinada através do valor de conservação atribuído e da densidade de ocorrência de cada *taxa* (RIBEIRO *et al.*, 2005);

- Estabelecimento de relações entre os dados de aplicação das técnicas de gestão de combustível, as variáveis ambientais, os índices de diversidade e os *scores* das espécies através de análise de correspondências canónicas (TER BRAAK, 1987).

A comparação da diversidade específica entre as parcelas intervencionadas e não intervencionadas permitirá tecer considerações sobre os impactes das técnicas de gestão de combustível nas comunidades vegetais.

3. TAREFA 4.2.02 AVALIAÇÃO DOS IMPACTES DA APLICAÇÃO DO FOGO CONTROLADO NOS HERBÍVOROS, E DA SUA POTENCIALIDADE PARA A RENOVAÇÃO DE PASTAGENS

3.1 NOTA INTRODUTÓRIA

A influência humana na vegetação começou a ser bastante mais perceptível com o desenvolvimento de actividades agrícolas e da pastorícia (PONS e QUÉZEL, 1985). As florestas foram destruídas para obtenção de madeira, e muitas dessas áreas aproveitadas para pastagem e cultivos agrícolas. Foi neste período que se começou a recorrer ao fogo para obtenção de melhores áreas de pasto (PIGNATTI, 1978; PONS e QUÉZEL, 1985).

Em Portugal o uso de fogo para renovação de pastagem é mais comum no Centro e Norte do país. Todavia o uso do fogo é ancestral, e no que conhecemos hoje por montado, era prática comum. PIMENTEL (1888) refere que nos montados de sobreiro e azinheira eram ateados incêndios que vagueavam pelas charnecas durante dias e semanas para destruir os covis dos animais bravios ou obter-se pastagem para os rebanhos.

Todavia as sinergias que poderão existir entre o uso do fogo e o pastoreio são indubitavelmente pouco exploradas em Portugal. COUTINHO (2009) refere que a actividade ligada à pastorícia, em particular de caprinos, é uma das causas para alguns incêndios que ocorrem no período de Primavera, enquanto que FERNANDES (1997) refere como uma das potencialidades do fogo controlado a gestão de

habitats, nomeadamente na disponibilidade de áreas para pastoreio, e MOREIRA (2008) evidencia o pastoreio como uma actividade a privilegiar na prevenção de incêndios. Parece ser evidente que uma parte do problema dos incêndios florestais reside na articulação entre o uso do fogo e a pastorícia, uma vez que, e segundo MOREIRA (2006a,b) a remoção da biomassa a custos aceitáveis só é possível de duas formas: através do fogo controlado ou pela pastorícia, soluções que, provavelmente, poderão ser aplicadas de forma complementar.

Para MOREIRA (2006a,b), a pastorícia, “que envolve a criação do mosaico compartimentado do território não é panaceia aplicável para toda e qualquer superfície florestal, estando particularmente vocacionada para aquelas partes do território abandonadas por uma agricultura que não atrai ninguém ou naquelas zonas de matas que, mesmo quando não totalmente abandonadas pelos seus proprietários, não merecem da parte destes os esforços de gestão que uma boa floresta produtiva exige”, apresentando as seguintes vantagens:

- É uma solução interessante do ponto de vista económico uma vez que parte substancial dos respectivos custos podem ser compensados pelas receitas da produção animal;
- Pode ter um assinalável contributo para o aumento da biodiversidade e para o aumento da riqueza da matéria orgânica no solo;
- A compartimentação da paisagem promove a existência de um agradável e útil mosaico paisagístico para diversos fins;
- Essa compartimentação, ao promover zonas de descontinuidade dos espaços florestais usados pela pastorícia, pode impedir a não acumulação de combustíveis susceptíveis ao fogo contribuindo para o estabelecimento e o êxito das acções de supressão de incêndios;
- Contribui para a preservação das raças autóctones, mais rústicas, bem adaptadas ao terreno e menos exigentes em tratamentos e cuidados alimentares.

A promoção do controle de combustíveis por pastoreio tem permitido o restabelecimento, em algumas regiões, de práticas tradicionais com resultados benéficos em matéria de defesa da floresta contra incêndios. GREEN e NEWELL

(1982) estudaram a manutenção de faixas de gestão de combustível através do pastoreio com cabras.

No entanto, todos os animais são selectivos na escolha de alimento, demonstrando os herbívoros uma preferência pelas espécies ou estados mais nutritivos e palatáveis. A preferência de pastoreio reflecte-se no impacto sobre vegetação. Os animais aproveitam a heterogeneidade dos recursos no espaço, seleccionando a dieta de melhor qualidade de entre a vegetação disponível. Quer o valor nutritivo como a digestibilidade variam com o estado de desenvolvimento da planta. Nas espécies arbustivas as taxas de crescimento e produção de matéria seca variam ao longo da sua evolução, até atingir uma fase de diminuição da produção. Em termos qualitativos a estação do ano é o principal factor de variação alimentar da dieta.

O uso do fogo para a renovação de pastagens é prática corrente, e devidamente enquadrada pela legislação em vigor (Decreto-Lei n.º 17/2009 de 14 de Janeiro, que faz a primeira alteração ao Decreto-Lei n.º 124/2006 de 28 de Junho). Esta técnica marcadamente enraizada nas comunidades pastoris, quando devidamente utilizada, constitui uma importante ferramenta para a renovação de pastagens naturais.

Por outro lado a utilização do fogo como uma ferramenta técnica, fundamentada em estudos científicos, remete para o uso do fogo controlado, definido como uso do fogo na gestão de espaços florestais, sob condições, normas e procedimentos conducentes à satisfação de objectivos específicos e quantificáveis, entre os quais se inclui a gestão de pastagens naturais.

No entanto na área de estudo grande parte das comunidades arbustivas são dominadas por esteva, que é uma espécie muito competitiva, formando comunidades monoespecíficas, de quase nula presença de herbáceas. Ainda não é possível verificar-se o resultado após as intervenções com fogo experimental, mas será expectável o crescimento de herbáceas típicas de arrelvados xerofíticos, floristicamente pobres e constituídos por plantas de fraca biomassa e baixo valor pastoral.

Segundo DIAS (2008) deverá dar-se especial atenção à instalação de prados permanentes em áreas ocupadas por esteval, em que é necessário em primeiro

lugar instalar uma cultura melhoradora e só a partir do terceiro ano se deverá instalar o prado permanente, sendo determinante uma mistura de espécies e variedades adaptadas às condições da zona, como gramíneas anuais resistentes à secura e leguminosas com uma grande percentagem de sementes duras. São sugeridas misturas de tremocilha e serradela em consociação com triticales ou aveia para a cultura melhoradora, e para o prado permanente uma mistura à base de trevos, factor de fertilidade e conservação do solo. Por outro lado as pastagens ricas em leguminosas permitem um melhor controlo do mato, contribuem a baixo custo para a manutenção do efectivo e são excelentes em termos ambientais e paisagísticos.

3.2 PROPOSTA METODOLÓGICA PARA ANÁLISE FUTURA

A monitorização da presença e das preferências dos herbívoros e a recuperação da vegetação nas áreas de fogo controlado, com identificação das plantas mais nutritivas e mais palatáveis (e. g. ABREU *et al.*, 1982) é essencial para avaliação dos impactes do fogo controlado nos herbívoros e como técnica a utilizar na renovação ou instalação de pastagens. Para tal é necessário:

- Identificação das espécies de herbívoros (domésticos e selvagens) presentes na área de estudo pelo método dos transeptos (ao longo de um transepto, em cada área de estudo, serão registados todos os indícios de presença de herbívoros);
- Selecção aleatória das parcelas de fogo controlado a monitorizar (são necessárias mais parcelas do que as efectuadas), assim como a utilização de mais parcelas de controlo;
- Realização de censos da presença de animais nas parcelas de fogo controlado e nas parcelas de controlo de acordo com a metodologia de contagem de dejectos. Implementação do número de pontos de amostragem adequado de acordo com a bibliografia e espécies identificadas. Repetição das recolhas em pelo menos dois períodos do ano;
- Caracterização da vegetação nos pontos de amostragem, nos mesmos períodos descritos na tarefa anterior;
- Determinação das preferências dos animais a partir dos dados recolhidos;

- Análise dos resultados utilizando análise estatística apropriada e indicadores ao nível da ecologia da paisagem.

Estas parcelas poderão ser utilizadas para continuação de estudos de dinâmica da vegetação e determinação do regime de fogo adequado à renovação de pastagens na área de estudo, após o período previsto para duração do projecto.

4. TAREFA 4.2.03 DEFINIÇÃO DE PROCEDIMENTOS PARA A MINIMIZAÇÃO DE IMPACTES ASSOCIADOS AO USO DO FOGO, NOMEADAMENTE AO NÍVEL DA QUALIDADE DA ÁGUA E EROÇÃO DO SOLO

4.1 IMPACTES DO FOGO NO SOLO

Grande parte da bibliografia disponível centra-se nos impactes dos incêndios florestais no solo, registando-se poucos estudos relativamente ao fogo controlado.

Nas parcelas intervencionadas não se registam, após as precipitações ocorridas após as intervenções, ravinamentos, acumulação de solo junto aos troncos que foram deixados nas parcelas nem situações de hidrofobia. O maior impacte talvez seja sobre a mesofauna do solo, embora se tenha observado actividade ao nível da biologia do solo em todas as parcelas, essencialmente pela presença de algumas espécies de artrópodes.



Fotografias 28 e 29. Parcelas tratadas com fogo, com tratamentos prévios: corte moto-manual (à esquerda) e destroçador mecânico (à direita) (Autor: Nuno Guiomar)

De acordo com os resultados de COVINGTON e SACKETT (1986) as queimas prescritas são uma forma de disponibilizar N para as plantas, uma vez que em áreas florestais maduras, e na ausência de fogo, as concentrações de N mineral são baixas.

O uso incorrecto do fogo como ferramenta de gestão pode conduzir a impactes negativos. Os potenciais efeitos da técnica do fogo controlado ao nível do solo foram já objecto de inúmeros estudos nos países onde o seu uso está desde há muito implementado, e em Portugal desde a década de 80. O efeito do fogo na qualidade da água foi também objecto de alguns estudos (BRENDER *et al.* 1968), apesar de menos frequentes que os dedicados ao solo, e sobretudo relativos ao impacto dos incêndios, e sem resultados particularmente reveladores do impacte do fogo na qualidade da água.

Por sua vez, os incêndios florestais provocam alteração na temperatura e na concentração de oxigénio no solo (DIADEMA *et al.*, 2007). O aumento da temperatura provoca, nos 2,5 cm superficiais do solo a destruição quase na totalidade da microfauna e da microflora presente. No restante perfil do solo, provoca o aumento da fertilidade química o que influencia positivamente a actividade biológica, enquanto que tende a ser desfavorável sobre as propriedades físicas do solo (IBAÑEZ *et al.*, 1991).

Ao destruir a matéria orgânica e eliminar temporariamente a vegetação, coloca em causa a estabilidade estrutural do solo, uma vez que enfraquece os agregados que são posteriormente destruídos pelo impacto da chuva (IBAÑEZ *et al.*, 1991; GIOVANNINI *et al.*, 2001). A ruptura da estrutura do solo diminui o poder de absorção da água, e aumenta a susceptibilidade a fenómenos erosivos por acção da água e do vento (IBAÑEZ *et al.*, 1991; ALLEN, 2001).



Fotografias 30 e 31. Duas situações de erosão, uma delas com deslizamento de terras depois do último incêndio de grandes dimensões ocorrido em área adjacente à Albufeira de Castelo de Bode (Autor: Nuno Guiomar)

Os efeitos do fogo dependem da sua intensidade, influenciada fundamentalmente pelo tipo e carga de vegetação, pelas condições meteorológicas, pela orografia e pelas técnicas de ignição utilizadas (no fogo controlado). Os principais problemas associados à qualidade da água são potenciais aumentos de sedimentação (associados à erosão do solo) e, em menor grau, aumento do teor de sais dissolvidos no caudal. No entanto, a maioria dos estudos indicam que os efeitos do fogo controlado na qualidade da água são reduzidos e de curta duração, quando comparados com os efeitos de outras práticas florestais.

A erosão do solo associada ao uso do fogo está directamente relacionada com a intensidade e com a severidade das queimas. O transporte de sedimentos é geralmente mais elevado no primeiro ano e decresce nos anos seguintes, sendo o declive das parcelas de tratamento principal determinante da quantidade de sedimento transportado durante períodos de chuva intensa após o fogo. Usualmente, não é objectivo do fogo controlado o consumo da totalidade da folhada superficial ou da camada orgânica do solo, permitindo assim a manutenção de uma cobertura protectora

4.2 MEDIDAS DE MINIMIZAÇÃO DE CURTO PRAZO

As consequências mais evidentes que se podem observar depois de um incêndio florestal são os danos no coberto vegetal. Menos visíveis são os impactes dos incêndios florestais sobre as funções de protecção e regulação dos ecossistemas.

Os efeitos do fogo no solo e no regime hídrico têm sido amplamente estudados nos últimos anos. Os incêndios de elevada intensidade que consomem grande parte do coberto vegetal, promovem a perda de nutrientes e matéria orgânica do solo (NEFF *et al.*, 2005), o escoamento superficial pela diminuição da rugosidade do terreno e consequentemente os processos erosivos (SPIGEL & ROBICHAUD, 2007), e em alguns casos, aumentam a hidrofobia dos solos (JACKSON & ROERING, 2009). Resumidamente, os impactes potenciais de curto prazo originados pela passagem de um incêndio florestal são a erosão e a alteração física e química dos solos, a diminuição da capacidade de infiltração da água, bem como a redução do tempo de concentração, e o consequente aumento do risco de desabamento ou deslizamentos de terra.

A importância e a urgência da intervenção na recuperação das áreas ardidas têm sido reconhecidas (VALLEJO, 2000), especialmente devido aos novos padrões de ocorrência dos incêndios florestais, em maior extensão, intensidade e severidade. Em Portugal, as grandes extensões afectadas pelos incêndios florestais de 2003 (com padrões que se verificaram em 2004 e 2005), a nova geografia do fogo (que atingiu áreas antes pouco percorridas pelos incêndios), e o incipiente conhecimento técnico e científico utilizável para a posterior gestão dessas áreas ardidas fez com que surgissem diversas iniciativas privadas e públicas, de que se destaca a criação do Conselho Nacional de Reflorestação e das correspondentes Comissões Regionais. A legislação específica também inclui como objectivos operacionais a avaliação e mitigação dos impactes causados pelos incêndios e a implementação de estratégias de reabilitação dos ecossistemas a curto, médio e longo prazo.

É assim urgente avaliar acções de curto prazo para evitar a degradação de recursos. De acordo com NEARY (2009) os objectivos das intervenções de curto prazo em áreas ardidas devem centrar-se na minimização dos riscos associados à perda de vidas e bens, limitação da perda de solo e do potencial produtivo local, diminuição do escoamento superficial e redução da deterioração da qualidade da água.

No caso dos incêndios florestais, são normalmente preconizadas medidas de mitigação para redução das perdas de solo, dentro do conjunto de técnicas de reabilitação das áreas ardidas. No entanto o uso do fogo controlado possibilita a adopção de medidas de minimização do impacto no solo e na qualidade da água, através do correcto planeamento e prescrição das operações de queima.

Todavia GUIOMAR e FERNANDES (2009) listaram um conjunto de Técnicas de Engenharia Natural, que permitem o sucesso de outras intervenções de médio e longo prazo na recuperação de áreas ardidas, que devem incorporar no processo de análise e decisão informação sobre a capacidade regenerativa do local, o risco de degradação potencial do solo e da qualidade da água, a conservação de espécies e habitats, e a protecção fitossanitária dos povoamentos florestais e controlo das espécies invasoras.

As estratégias de curto prazo incidem essencialmente na extracção de madeira queimada que pode ser utilizada para construir barreiras (*log-dams*) com o

objectivo de retardar o escoamento superficial e diminuir a perda de solo, nas sementeiras de emergência de modo a tentar uma cobertura do solo mínima de 30%, e ainda a aplicação de resíduos orgânicos (*mulching*) (VALLEJO, 2006).



Fotografias 32 e 33. Aplicação de técnicas de curto prazo para minimização dos impactes erosivos pós-fogo (Autores: Carlos Janeiro e Nuno Lecoq)

As primeiras intervenções devem ser feitas imediatamente após o incêndio, recorrendo a materiais ardidos de maior calibre, como por exemplo a colocação de ramos queimados perpendicularmente ao máximo declive, apoiados por cepos das árvores abatidas, de forma a contrariar a erosão do solo (Figura 2). ROBICHAUD *et al.* (2008) estudaram a eficácia desta técnica e verificaram, nas áreas estudadas, alguns problemas entre os quais a fraca sustentação das barreiras e a rápida degradação das mesmas, sugerindo que a sua colocação deve ter em consideração factores climáticos regionais, topográficos e ecológicos.

Outra abordagem é a colocação das árvores ardidas nas linhas de drenagem e possíveis ravinas, gerando uma rugosidade que permite a redução da energia do escoamento e a retenção de solo (FLORINETH, com. pessoal, 2009). ROBICHAUD *et al.* (2008) estudaram a eficácia desta técnica e verificaram, nas áreas estudadas, alguns problemas entre os quais a fraca sustentação das barreiras e a rápida degradação das mesmas, sugerindo que a sua colocação deve ter em consideração factores climáticos regionais, topográficos e ecológicos.

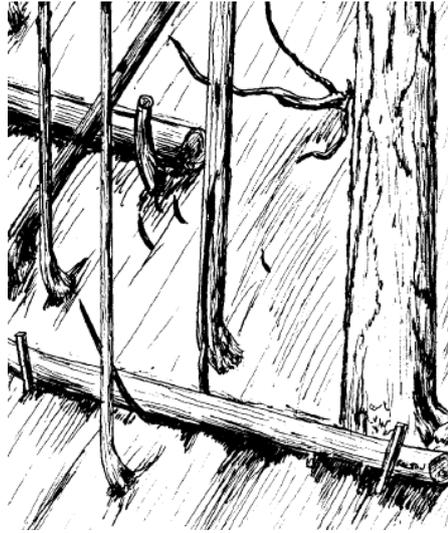


Figura 2. Ramos queimados colocados para redução da perda de solo

No entanto, outras técnicas podem ser consideradas, dependendo da avaliação dos riscos associados, como a abertura de valas no sentido das curvas de nível (Fotografia 33) e sua associação a sistemas de drenagem com material orgânico (faxinas).



Fotografia 33. Abertura de valas de drenagem (Autor: Nuno Lecoq)

A construção de pequenas represas que permitam a infiltração da água no local e retenção de minerais, a utilização de sementeira aérea ou terrestre para permitir uma mais rápida cobertura do solo com material vegetal e assim diminuir a perda de solo, até estruturas de suporte e estabilização de taludes como os muros de

vegetação, são ainda técnicas a ter em consideração nas intervenções de curto prazo (GUIOMAR e FERNANDES, 2009).

Quando se opte pela sementeira de emergência, seja a lanço, aérea ou hidrossementeira, a selecção de espécies revela-se um factor de extrema importância. Esta selecção deve ser feita de acordo com as limitações ecológicas do local, a vegetação potencial natural, a capacidade das espécies para uma rápida colonização, a estrutura radicular, entre outros factores (VALLEJO *et al.*, 2003). Segundo BEYERS (2004) o recurso à sementeira pós-fogo também se pode justificar para a prevenção da colonização de plantas exóticas, todavia o recurso a esta técnica apenas parece ser viável para plantas anuais.

BAUTISTA *et al.* (2008) evidenciam as vantagens do *mulching* para a diminuição dos processos erosivos e ainda para a criação de condições para a reabilitação dos ecossistemas a médio e longo prazo, de que se destacam a rápida cobertura do solo durante o primeiro ano após o fogo onde os fenómenos de erosão tendem a ser maiores, e o aumento da retenção de humidade no solo. ROBICHAUD *et al.* (2000) ainda analisa algumas novas técnicas, entre as quais o uso da poliacrilamida, que é um polímero orgânico que pode ser usado para controlar a erosão do solo, mas que se revela muito dispendioso em termos económicos.

Outra das tarefas consiste na escolha de sementes (GUIOMAR & FERNANDES, 2009):

A. Utilização de espécies de regeneração vegetativa

As espécies de regeneração por semente são acumuladoras de combustível, e as áreas por elas dominadas correm o risco de regredir face a incêndios recorrentes. As espécies de regeneração vegetativa são muito resilientes ao fogo.

B. Espécies resistentes ao fogo

A resistência ao fogo está relacionada com a inflamabilidade da espécie, que é determinada pela estrutura da planta, proporção de biomassa morta, teor de humidade, e presença de substâncias voláteis. O *Rhamnus alaternus*, a *Pistacia lentiscus* e o *Asparagus aphyllus* são exemplos de espécies com baixa inflamabilidade.



Fotografia 34. Aspecto do *Asparagus aphyllus* em área ardida
(Autor: Nuno Guiomar)

Embora a eficácia das técnicas de curto prazo de minimização dos impactes pós-fogo ainda não tenham sido amplamente estudadas a médio e longo prazo, parece-nos evidente que as consequências de longo prazo resultantes da inexistência de uma cultura de intervenção nas áreas ardidas serão sempre de maior difícil resolução. Justifica-se assim a análise e discussão no sentido de avaliar as técnicas mais adequadas para a minimização de impactes decorrentes dos incêndios florestais, que permitam a criação de condições para a recuperação dos sistemas biofísicos afectados, e evitem a perda do potencial produtivo dos locais, a diminuição do seu valor ecológico, e o consequente abandono.

Uma vez que a magnitude dos impactes é variável e depende de vários factores, entre os quais o tipo de solo, o coberto vegetal, a fisiografia, a precipitação entre outros (ROBICHAUD *et al.*, 2000), para que as técnicas a aplicar possam ser utilizadas com eficácia, os locais devem ser previamente analisados no âmbito dos Planos de Defesa da Floresta contra Incêndios, no sentido de identificar *a priori* os locais mais susceptíveis aos fenómenos de degradação pós-fogo, e definir para os mesmos cenários de actuação de acordo com essas características e técnicas disponíveis.

5. TAREFA 4.2.04 DESENVOLVIMENTO DE CRITÉRIOS DE AVALIAÇÃO DA BIODIVERSIDADE DOS ESPAÇOS FLORESTAIS À ESCALA DA UNIDADE DE GESTÃO

Segundo ARAÚJO (1998) “um dos problemas associados aos processos de avaliação da biodiversidade é o facto do termo ser entendido de forma diversa consoante o grupo profissional ou social que o interpreta”. Por outro lado, estudos recentes demonstraram que o número de espécies varia com certas características de organização da paisagem (WALDHART *et al.*, 2004). A biodiversidade pode ser considerada como um conceito (WILSON, 1992), uma entidade mensurável (MAGURRAN, 1988; VANE-WRIGHT *et al.* 1991), ou como sinónimo de conservação (BROWMAN, 1993).

Entre as medidas mais frequentes de avaliação da diversidade estão a riqueza específica (GASTON, 1996), o índice de Shannon (SHANNON & WEAVER, 1962) e o índice de diversidade de Simpson (SIMPSON, 1949). A escolha dos diferentes índices de diversidade varia consoante o peso que se pretende conferir a espécies raras e comuns. Riqueza e equitabilidade representam dois extremos do mesmo conceito dando a primeira medida mais peso relativo às espécies raras e a segunda maior ponderação às espécies comuns (ARAÚJO, 1998).

São reconhecidos três níveis distintos de avaliação da diversidade: a diversidade alfa ou local (α), a diversidade beta ou de diferenciação (β) e a diversidade gama ou regional (γ). Estas foram descritas tendo em conta diferentes escalas espaciais: a diversidade Alfa e Beta para a diversidade dentro de uma comunidade e a diversidade Gama como a diversidade de espécies num conjunto de comunidades (WHITTAKER, 1972; LANDE, 1996).

Por diversidade Alfa entende-se a diversidade de uma área ou ecossistema particular, normalmente definida como número de espécies (riqueza específica) no ecossistema. Pode considerar-se a diversidade Alfa como a medida mais simples de biodiversidade, baseando-se simplesmente no número de espécies numa área.

A diversidade beta é uma medida da diferença na composição de espécies entre dois ou mais grupos locais ou entre grupos locais e regionais (KOLEFF, *et al.*, 2003). Como tem sido reconhecido, a diversidade beta capta um aspecto fundamental do padrão espacial da biodiversidade (WHITTAKER, 1960, 1972; CODY, 1975; WILSON &

SHMIDA, 1984; SHMIDA & WILSON, 1985; GASTON & WILLIAMS, 1996). A diversidade Beta, medida de comparação da diversidade entre ecossistemas, é normalmente quantificada como a diferença do elenco de espécies entre diferentes ecossistemas, isto é, comparam-se as espécies únicas de cada ecossistema. No entanto, a avaliação da biodiversidade a este nível não tem sido devidamente explorada, principalmente quando comparada com o elevado número de estudos sobre a diversidade local ou alfa. Indiscutivelmente esta é cada vez mais uma evidência quando contrastada com a atenção que está ser focada na análise diversidade regional ou gama, no contexto dos padrões de larga escala de variação na riqueza de espécies e seus determinantes (BROWN, 1995; GASTON & BLACKBURN, 2000; GASTON, 2000; BLACKBURN & GASTON, 2003).

A diversidade Gama é uma medida utilizada para exprimir a diversidade global dos diferentes ecossistemas que compõem uma região. Também se pode definir diversidade Gama como a diversidade de espécies à escala geográfica (TURNER *et al.*, 2001).

O termo diversidade biológica pode ser aplicado em várias escalas dentro dos seres vivos, desde os genes aos grandes biomas.

Quadro 1. Tipos de diversidade associados aos níveis de organização biológica

| Nível de organização biológica | Tipo de diversidade | Definição |
|--------------------------------|--------------------------|---|
| Genes | Variabilidade genética | Relacionada com a variedade de genes diferentes num indivíduo ou população. Quanto maior a diversidade genética, maior a probabilidade de sobrevivência de um indivíduo ou população diante de mudanças ambientais. |
| Espécies | Diversidade alfa/riqueza | A riqueza de espécies é o número absoluto de espécies existentes num determinado local e pode ser subdividida dependendo das espécies que foram amostradas. A diversidade alfa É similar à riqueza, porém além de medir número de espécies diferentes, considera também a proporção na qual estas se encontram na área observada. |
| Comunidades | Diversidade beta | Trata-se da medida da heterogeneidade de comunidades num determinado território, geralmente numa escala maior do que a diversidade alfa. Não é considerado apenas a ocorrência de espécies, mas também as comunidades. |
| Ecossistemas ou regiões | Diversidade gama | Este nível de diversidade abrange |

| | | |
|---------|-------------------|--|
| | | grandes ecossistemas ou regiões. Geralmente a sua avaliação está relacionada com a Geodiversidade em cenários com diferentes espécies, comunidades e ecossistemas formando um mosaico complexo. |
| Biomass | Diversidade delta | Este é o tipo de diversidade mais amplo e que abrange continentes inteiros. Resulta de todos os outros tipos de diversidade e tem aplicabilidade em estudos estratégicos de conservação a longo prazo. |

As medidas mais importantes ao nível da escala de gestão são as que se relacionam com a variabilidade genética, diversidade alfa e diversidade beta. A diversidade beta não é fácil de estimar pelo que se deixam algumas hipóteses já testadas em diferentes trabalhos.

Quadro 2. Medidas de avaliação da diversidade beta

| Formulação original | | Fonte |
|---|---|---|
| $\beta_w \frac{S}{\bar{\alpha}} \text{ or } \frac{S}{\bar{\alpha}} - 1$ | $\frac{a+b+c}{(2a+b+c)/2}$ or $\frac{a+b+c}{(2a+b+c)/2} - 1$ | Whittaker (1960), Magurran (1988), Southwood & Henderson (2000) |
| $\beta_1 \left[\frac{S}{\bar{\alpha}} - 1 \right] / (N - 1)$ | $\frac{a + b + c}{(2a + b + c)/2} - 1$ | Harrison <i>et al.</i> (1992) |
| $\beta_c \frac{g(H)+l(H)}{2}$ | $\frac{b + c}{2}$ | Cody (1975) |
| $\beta_{wb} (a + b) + (a + c) - 2a$ | $b + c$ | Weiherr & Boylen (1994) |
| $\beta_r \frac{S^2}{2r+S} \text{ or } \frac{S^2}{2r+S} - 1$ | $\frac{(a+b+c)^2}{(a+b+c)^2-2bc}$ or $\frac{(a+b+c)^2}{(a+b+c)^2-2bc} - 1$ | Routledge (1977), Magurran (1988), Southwood & Henderson (2000) |
| $\beta_1 \log(T) - \left(\frac{1}{T} \sum e_i \log(e_i) \right) - \left(\frac{1}{T} \sum \alpha_j \log(\alpha_j) \right)$ | $\log(2a + b + c) - (1/(2a + b + c) 2a \cdot \log 2) - (1/(2a + b + c)((a + b) \log(a + b) + (a + c) \log(a + c)))$ | Routledge (1977), Wilson & Shmida (1984) |
| β_c | $\exp(\beta_1) - 1$ | Routledge (1977) |
| $\beta_t \frac{g(H)+l(H)}{2\bar{\alpha}}$ | $\frac{b + c}{2a + b + c}$ | Wilson & Shmida (1984) |
| $\beta_{me} \frac{g(H)+l(H)}{2\bar{\alpha}(N-1)}$ | $\frac{b + c}{2a + b + c}$ | Mourelle & Ezcurra (1997) |
| $\beta_j \frac{a}{\alpha_1 + \alpha_2 + a}$ | $\frac{b + c}{a + b + c}$ | Jaccard (1912), Magurran (1988), Southwood & Henderson (2000) |
| $\beta_{sor} \frac{2a}{\alpha_1 + \alpha_2}$ | $\frac{2a}{2a + b + c}$ | Dice (1945), Sørensen (1948), Whittaker (1975), Magurran (1988), Southwood & Henderson (2000) |
| $\beta_m (\alpha_1 + \alpha_2)(1 - \beta_j)$ | $(2a + b + c) \left(1 - \frac{a}{a + b + c} \right)$ | Magurran (1988) |
| $\beta_2 \left[\frac{S}{\bar{\alpha}_{max}} - 1 \right] / (N - 1)$ | $\frac{\min(b, c)}{\max(b, c) + a}$ | Harrison <i>et al.</i> (1992) |
| $\beta_{co} 1 - \left(\frac{C(T_1+T_2)}{2T_1 T_2} \right)$ | $1 - \frac{a(2a + b + c)}{2(a + b)(a + c)}$ | Cody (1993) |
| $\beta_{cc} \frac{\alpha_1 + \alpha_2 - 2a}{\alpha_1 + \alpha_2 - a}$ | $\frac{b + c}{a + b + c}$ | Pielou (1984), Colwell & Coddington (1994) |
| β_g | $\left(\frac{b + c}{a + b + c} \right)$ | Gaston <i>et al.</i> (2001) |
| $\beta_3 1 - \frac{\alpha_{max}}{S}$ | $\frac{\min(b, c)}{a + b + c}$ | Williams (1996) |
| $\beta_1 S - \bar{\alpha}$ | $\frac{b + c}{2}$ | Lande (1996) |
| $\frac{r_s + 1}{(S^2 - S)/2}$ | $\frac{bc + 1}{((a + b + c)^2 - (a + b + c))/2}$ | Williams (1996), Williams <i>et al.</i> (1999) |
| $\beta_{hk} 1 - \frac{2a}{\alpha_1 + \alpha_2}$ | $1 - \frac{2a}{2a + b + c}$ | Harte & Kizing (1997) |
| β_{rib} | $\frac{a}{a + c}$ | Ruggiero <i>et al.</i> (1998) |
| $\beta_{sim} 1 - \frac{a}{\min(b, c) + a}$ | $\frac{\min(b, c)}{\min(b, c) + a}$ | Simpson (1943), Lennon <i>et al.</i> (2001) |

| | | |
|--------------|---|--|
| β_{gl} | $\frac{2 b-c }{2a+b+c}$ | Lennon <i>et al.</i> (2001) |
| β_z | $1 - [\log(\frac{2a+b+c}{a+b+c}) / \log 2]$ | Harte & Kizing (1997), Lennon <i>et al.</i> (2001) |

S = Número total de species registadas ($S=a + b + c$);

\bar{I} = Número médio de espécies;

α_1 = Número total de espécies encontradas na parcela focal;

α_2 = Número total de espécies encontradas na parcela vizinha;

α_j = Número total de espécies encontradas na parcela j ;

α_{max} = Valor máximo de riqueza de espécies para duas parcelas;

N = Número de parcelas;

r = Número de pares de species cuja distribuição se sobrepõe;

g = Ganho cumulativa de espécies;

l = Perda cumulativa de espécies;

H = Variação dos gradients de habitat;

e_i = number of quadrats under comparison in which species I is found;

$T = \sum e_i = \sum \alpha_j$;

C = Espécies em comum entre dois censos;

T_i = Número total de espécies no censo i ;

r_s = Número de casos sem espécies em sobreposição;

SAR = Relação espécie-área, $S = kAz$, onde S é o número de espécies, A corresponde à área e z e k são constantes.

6. TAREFA 4.2.05 DESENVOLVIMENTO DE UMA METODOLOGIA DE AVALIAÇÃO DA MULTIFUNCIONALIDADE POTENCIAL DO ESPAÇO

6.1 NOTA INTRODUTÓRIA

Grande parte das paisagens actuais são fortemente influenciadas pela acção do homem, cujo mosaico resultante é uma mistura de elementos naturais e antrópicos que variam em tamanho, forma e arranjo (TURNER, 1989), de modo que a análise dos padrões espaciais podem ser aplicadas na análise da sua funcionalidade.

A actual degradação do espaço rural, determina uma rápida diminuição do potencial produtivo dos solos e do potencial regulador dos mesmos, assim como do potencial informativo decorrente da destruição da imagem e carácter de um dado território (GUIOMAR *et al.*, 2007b). Para os mesmos autores, a restauração destes espaços requer estratégias espaciais que permitam a diversificação de actividades, com maior potencial ao nível económico, com maior valor natural, incorporando funções e estruturas dos ecossistemas naturais.

A intensificação das actividades produtivas e a pressão sobre os recursos provocaram a segregação espacial dos usos do solo, a especialização funcional do território e a deterioração da multifuncionalidade de muitas paisagens, de modo especialmente visível e significativo no espaço rural. A procura da multifuncionalidade do espaço vem revalorizar outras funções que não a produtiva mas que assumem valor económico, social, cultural ou ambiental da maior relevância (PINTO-CORREIA e VOS, 2004).

A floresta é um sistema complexo, que proporciona condições ambientais e paisagísticas específicas, sendo, pela sua natureza, um espaço multifuncional, onde podemos encontrar um mosaico de funções diversificado (BORGES, 1999). A multifuncionalidade é, por tradição, uma prática cultural enraizada nos sistemas de exploração da terra como as explorações agro-florestais associadas aos montados de sobro e azinho no Sul e aos soutos no Norte (DGREF, 2007). Em Portugal, a floresta exerce funções ao nível da ocupação do território e de equilíbrio ambiental, sendo igualmente impulsor de interesses e conflitos, criando problemas de gestão florestal devido ao carácter diverso e por vezes contraditório das funções em presença. Segundo GÓMEZ e GUZMÁN (2004) a conciliação de interesses é complexa e inclui outras actividades como uso recreativo, a promoção de sistemas alternativos de uso, o uso do fogo, a promoção do pastoreio, a silvicultura preventiva, etc. A floresta fornece assim um conjunto de recursos, e tem a ela associadas actividades que importa preservar.

A floresta exerce funções ao nível da ocupação e uso do solo, assim como de estabilidade ecológica. Todavia, dado o carácter diverso das suas funcionalidades é geradora de interesses e conflitos, originando problemas de planeamento e gestão florestal (GUIOMAR e RAMALHO, 2006). Essa ausência de gestão, associada ao processo de abandono do espaço rural tem vindo a potenciar o vector propulsor dos fogos florestais.

É fundamental integrar no processo de gestão do espaço objectivos estratégicos prioritários como a diversificação integrada de actividades ligadas ao espaço rural. O estudo da multifuncionalidade pode constituir um importante elemento de suporte à decisão, na medida em que procura analisar como se podem integrar as diferentes funções do território numa lógica de gestão sustentável e de uso múltiplo do território (GUIOMAR *et al.*, 2007b).

Para HAINES-YOUNG e POTSHIN (2002) a multifuncionalidade remete-nos para a necessidade de compreensão da interacção entre os sistemas biofísico e humano, fundamental para resolução dos conflitos e assegurar uma melhor gestão através da promoção do planeamento integrado e da heterogeneidade espacial.

Para NAVEH e LIEBERMAN (1994) o conceito de multifuncionalidade da paisagem abrange três domínios:

- Bioecológico, onde se concentram todos os processos físicos, químicos e biológicos que garantem a produtividade, diversidade e estabilidade;
- Sócio-económico, a que estão associados benefícios económicos directos;
- Sócio-ecológico e cultural, relacionado com a qualidade de vida, e as necessidades associadas.

Desta forma, o papel multifuncional do espaço rural pressupõe o tratamento equilibrado das várias dimensões da gestão sustentável do território, cuja estratégia deverá passar pela preservação dos recursos naturais e a paisagem no âmbito da actividades rurais, por tornar o espaço produtivo mais estável e resistente aos agentes bióticos e abióticos, por incentivar os sistemas agrícolas e florestais mais adequados às condições edafo-climáticas do território, e pela promoção da eco-eficiência (GUIOMAR *et al.*, 2007b).

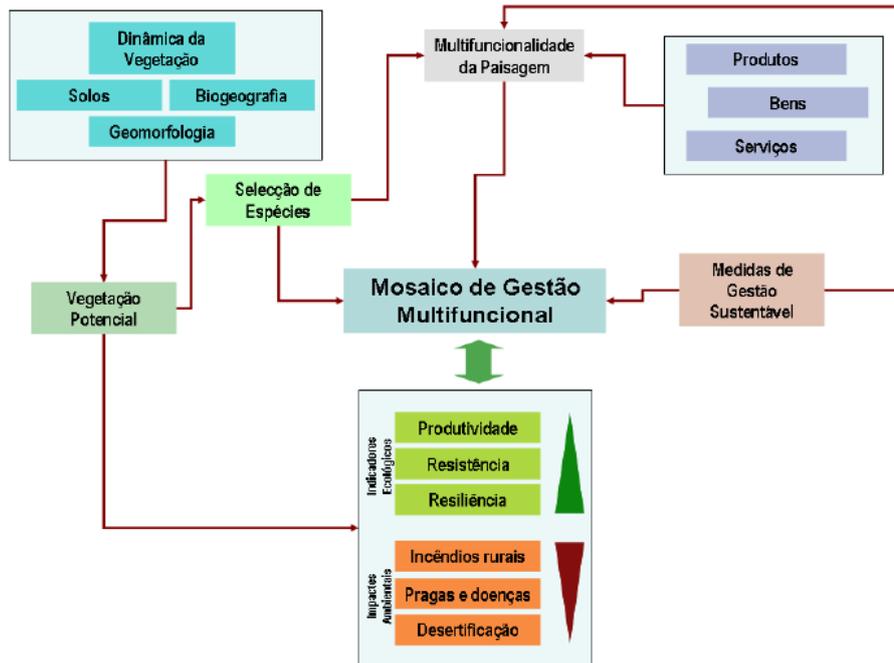


Figura 3. Mosaico de gestão multifuncional do território (GUIOMAR e FERNANDES, 2007)

Para BRANDT e VEJRE (2004) o sucesso deste tipo de estratégia dependerá da capacidade tecnológica, da vontade social, e da interação entre os diferentes actores que usam e afectam a paisagem para adaptar as funções associadas aos diferentes usos do solo, às condições ecológicas do território local, e integrar e hierarquizar diferentes funções num mesmo espaço.

Para tal é fundamental o desenvolvimento de modelos de análise espacial que integrem e permitam hierarquizar as funções susceptíveis de ocorrerem numa determinada unidade territorial, e lhes dê dimensão espacial, definindo assim diferentes geometrias funcionais na paisagem (FERNANDES *et al.*, 2005).

6.2 ORGANIZAÇÃO ESPACIAL DAS (MULTI-)FUNÇÕES DA PAISAGEM

Por funções entendem-se a utilização e capacidade de resposta de um território face às necessidades, procuras e objectivos da comunidade humana. A multifuncionalidade consiste na integração de várias funções, numa determinada unidade espacial e/ou temporal, a uma escala estabelecida. Todas as paisagens são multifuncionais, mas o grau de multifuncionalidade pode ser muito variável, uma vez que nem todas as unidades espaciais têm capacidade ou vocação para assegurar todas as funções (PINTO-CORREIA *et al.*, 2006). Por outro lado, as funções

relacionadas com valores sociais e culturais não comercializáveis são, na maior parte das vezes, ignoradas ou não consideradas como fundamentais no processo de tomada de decisão e não são reconhecidas com funções vitais (NAVEH, 2002).

O conceito multifuncionalidade refere-se ao uso de uma determinada área para diferentes finalidades, uma área que consegue concretizar a efectuação de diferentes funções. Tradicionalmente, essas diferentes funções tendem a desenvolver-se em zonas separadas, numa lógica de segregação de funções (BLUST e VAN OLMEN, 2002).

Segundo LARSEN (2005) este processo pode ser conseguido pela combinação espacial de unidades espaciais diferentes com funções diferentes, ou pela integração de funções diferentes na mesma unidade territorial.

Do ponto de vista espacial é possível definir três tipos de multifuncionalidade (BLUST e VAN OLMEN, 2002, BRANDT e VEJRE, 2004):

- A multifuncionalidade como uma combinação especial de unidades territoriais separadas com diferentes mono(funções);
- A multifuncionalidade como a presença de diferentes funções numa mesma unidade territorial, mas separadas no tempo;
- A multifuncionalidade como a integração de diferentes funcionalidades na mesma unidade de território e no mesmo espaço temporal.

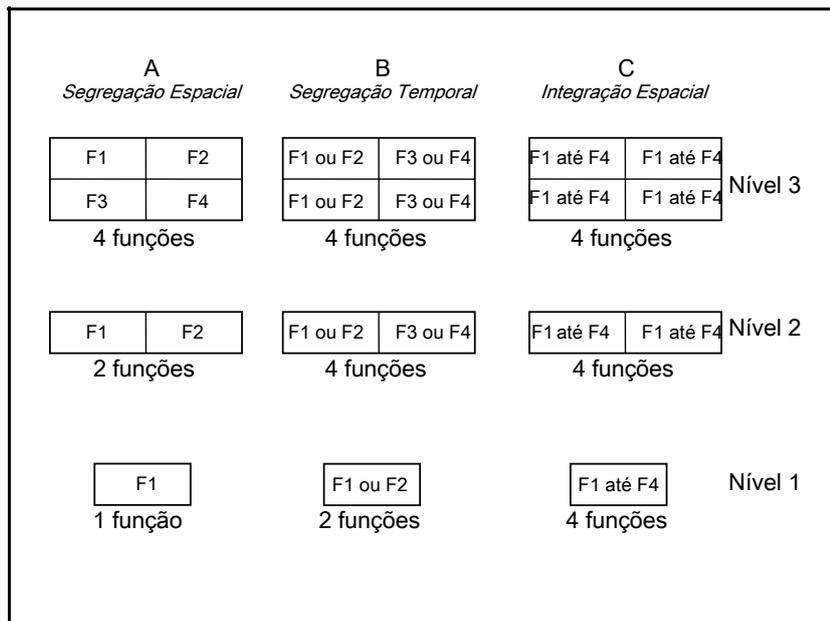


Figura 4. Tipos de multifuncionalidade definidos por BRANDT e VEJRE (2004)

BLUST e VAN OLMEN (2002) ainda distinguem dois tipos de multifuncionalidade. A multifuncionalidade espacial, na qual um conjunto de áreas com diferentes usos do solo, tem para cada área uma função e um gestor. A multifuncionalidade integrada pode ser traduzida na inclusão de diferentes funções numa determinada área, que pode ter uma sucessão de gestores ou manter sempre o mesmo, por forma a que essas funções se dissolvam harmoniosamente umas nas outras de tal modo que não permita a sua diferenciação.

No entanto podemos considerar que existem diferentes funções que se podem encontrar no mesmo plano hierárquico numa determinada área. Por exemplo a actividade cinegética pode ser analisada, como uma actividade lúdica, mas extremamente lucrativa. Assim como a silvopastorícia pode ter simultaneamente uma função de produção e uma função de protecção, na medida que pode ser orientada para a gestão de combustíveis e assim ter papel fundamental na defesa da floresta contra incêndios, seja essa gestão em mosaico, cuja função de protecção é exercida sobre a área pastoreada, ou em faixas, cuja função é defender a área adjacente. Este último exemplo remete-nos para a existência de relações laterais entre as diferentes funções e restrições espaciais, e a necessidade de determinar a sua influência na resolução dos problemas territoriais, assim como de diagnosticar potencialidades e fragilidades e integrar estratégias.

A compreensão das relações espaciais entre as diferentes funcionalidades territoriais, através do estabelecimento de relações de vizinhança, de continuidade e de conectividade entre os elementos em análise, conjuntamente com a descrição geográfica e alfanumérica de cada objecto, permite a realização de análises espaciais para determinar o grau de funcionalidade de cada elemento da análise.

6.3 TIPOLOGIAS E HIERARQUIZAÇÃO DE FUNÇÕES

Para HEILIG (2002) uma das grandes dificuldades na modelação do uso do solo nas sociedades modernas consiste na comparação que é necessária fazer entre diferentes funções, sem que para isso exista um critério definido. Uma parcela de terreno pode ter um valor nulo para a produção de culturas cerealíferas, devido à infertilidade do solo ou a défice hídrico, mas pode ter um valor elevado para expansão urbana porque se encontra em área adjacente ao perímetro urbano consolidado.

DE GROOT (1992) contextualiza as funções da paisagem relacionadas com o uso do solo como funções de produção, as funções relacionadas com as capacidades das paisagens naturais como funções de regulação, e as funções relacionadas com a sua capacidade para fornecer bens imateriais como funções de informação. As diferentes funções e o correspondente uso do solo, determinam, em cada momento e local, uma particular solução de uso do solo, intensidade, tipologia e grau de impacte da paisagem. Este impacte é determinado pela disponibilidade de recursos, funções disponíveis, intensidade de uso e tipologia.

A *Estratégia Nacional para as Florestas* (DGRF, 2007) estabelece uma área de gestão multifuncional que corresponde a zonas de produtividade potencial lenhosa baixa, preconizando-se, por essa razão, uma lógica de multifuncionalidade do espaço florestal, potenciando, em complementaridade e de acordo com a especificidade local:

- Os valores de uso directo os outros produtos não lenhosos, como a cortiça e os frutos secos, nomeadamente a produção de pinhão em povoamentos de pinheiro manso, de castanha, mas também de pastagem, de caça e de recreio;

- Os valores de uso indirecto, como a protecção dos solos e do regime hídrico.

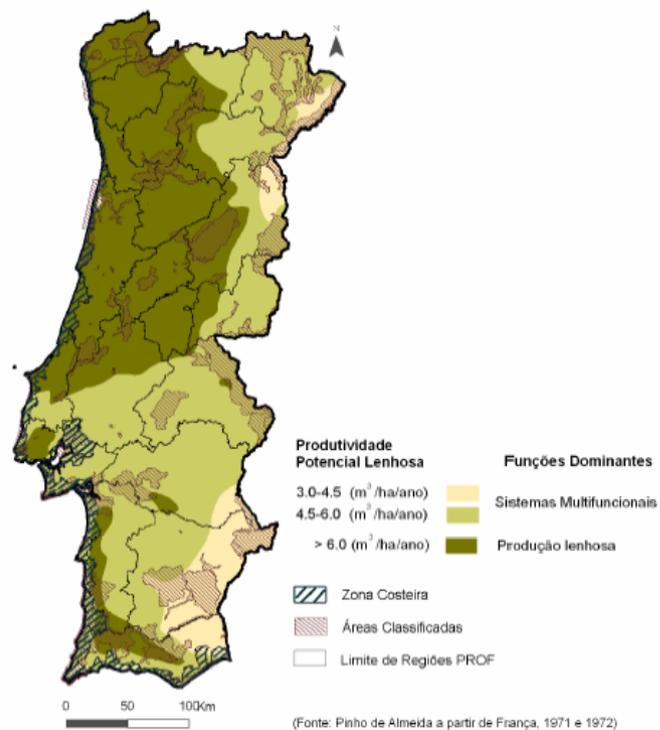


Figura 5. Macrozonagem das funções dominantes do espaço florestal estabelecidas em função das produtividades potenciais lenhosas e distribuição no território continental das três espécies florestais que estão integradas em fileiras florestais (DGRF, 2007)

No âmbito da elaboração dos Planos Regionais de Ordenamento Florestal (MADRP, 2005), foi delineada uma visão para a floresta nacional, que se pretende que seja no futuro estável, gerida de forma profissional e de suporte da actividade económica, cujas funcionalidades associadas aos espaços florestais são:

- Produção;
- Silvopastorícia e Cinegética;
- Protecção do solo e da água;
- Conservação de habitats;
- Recreio.

As funções da paisagem a analisar serão contextualizadas de acordo com o descrito por DE GROOT (2006):

- Funções de produção, relacionadas com o uso do solo, asseguram a produção de alimentos e o aproveitamento de outros recursos naturais (potencial de produção agrícola e florestal, e de outras actividades económicas relacionadas como a cinegética ou a pecuária);
- Funções de regulação, relacionadas com as capacidades das paisagens naturais que permitem a manutenção dos processos ecológicos essenciais e dos sistemas de suporte à vida (regulação climática, regulação hídrica e conservação do solo);
- Funções de habitat, relacionadas com a existência de espaços adequados para a ocorrência ou permanência de espécies animais ou vegetais autóctones;
- Funções de informação, relacionadas com a sua capacidade para proporcionar oportunidades de desenvolvimento cognitivo, ou relacionadas com valores sociais e culturais não comercializáveis, muitas vezes ignoradas ou não consideradas como fundamentais no processo de tomada de decisão;
- Funções de suporte, serviços dos ecossistemas necessários para a realização de todas as outras funções enunciadas anteriormente.

6.4 DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO

O modelo a desenvolver deverá contribuir para o estabelecimento de critérios e metodologias de análise, com vista à avaliação do potencial multifuncional do território, de acordo com as características biofísicas do território, o historial de perturbações nos ecossistemas, os riscos associados às actividades, e o quadro de usos potenciais.

Uma abordagem à modelação funcional dos usos do solo poderá passar por (HEILIG, 2002):

- Identificação da função dominante da paisagem;
- Definição dos indicadores que caracterizam essa função;
- Especificação da interdependência entre diferentes funções;
- Concepção do modelo que traduz essas interdependências.

Assim, a determinação da hierarquia multifuncional deve passar pela análise individual da vocação de cada área para cada função.

O desenvolvimento conceptual do modelo terá em consideração os seguintes aspectos:

- Identificação da função principal de cada unidade espacial de acordo com as características biofísicas do território, o diagnóstico de potencialidades (análise de aptidão agrícola e florestal, vegetação potencial natural, etc.), a avaliação de factores de perturbação e análise de vulnerabilidades (incêndios florestais, erosão, etc.), a ocupação actual do solo e sistemas de uso (intensidade, tipologia, etc.);
- Avaliação das relações laterais entre as diferentes funções e restrições espaciais, e determinação da sua influência na resolução dos problemas territoriais;
- Análise de padrões espaciais associados a funções particulares, e a objectivos de gestão específicos e críticos (por exemplo a gestão de combustíveis para reduzir o potencial de propagação de incêndios);
- Avaliação de sinergias existentes ou potenciais entre sectores de actividade económica, e a avaliação de vulnerabilidade e potencialidades associadas ao uso e ocupação do solo;
- Integração, vertical e horizontal, de cada função de acordo com critérios de prioridade, que permita a determinação da hierarquia multifuncional a partir da análise individual da vocação de cada área para cada função;
- Definição de um modelo de apoio à decisão que permita a avaliação das consequências negativas da segregação funcional, e a maximização dos valores produtivos, de regulação e informativos da paisagem, numa óptica de gestão sustentável do território.

O cumprimento dos objectivos depende da definição da geometria do mosaico de gestão funcional, que é dependente dos seguintes elementos associados às unidades espaciais (GUIOMAR *et al.*, 2007b):

- Análise da aptidão agrícola e florestal território;
- Análise dos riscos associados às actividades;

- Análise multifuncional do território e hierarquia das funções em presença;
- Delinear medidas de gestão sustentável dos diferentes recursos disponíveis.

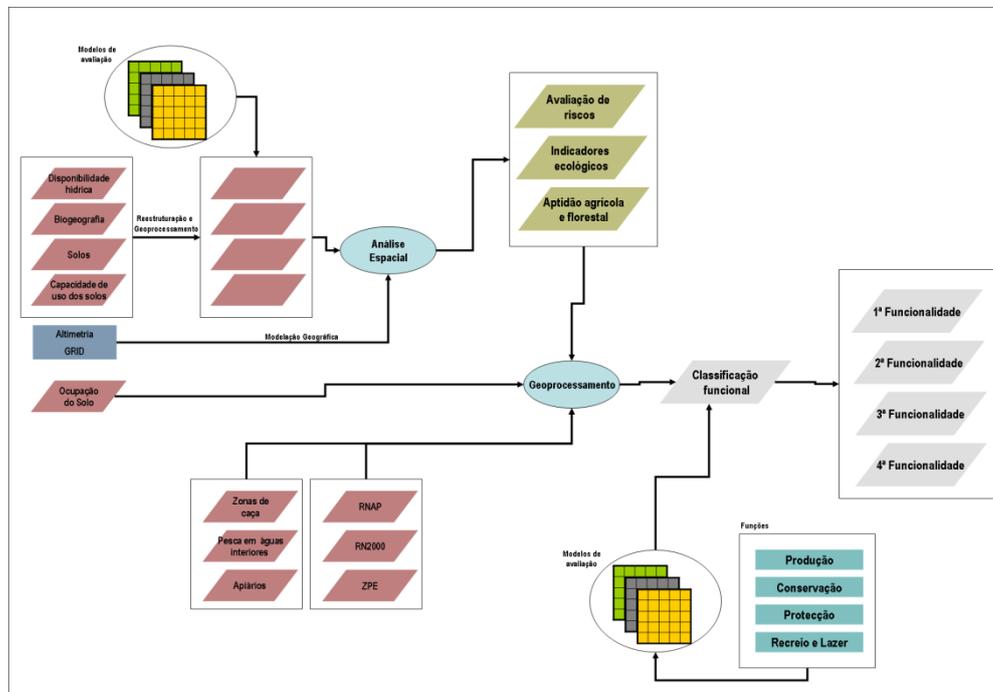


Figura 6. Modelo geral em Sistemas de Informação Geográfica para avaliação do carácter multifuncional do território (GUIOMAR *et al.*, 2007b)

O modelo conceptual para a avaliação da multifuncionalidade potencial do território a desenvolver poderá ser descrito, segundo NEVES *et al.* (1997), como um conjunto de sequências de operações de análise espacial, que permitem a integração de dados espaciais e atributos alfanuméricos, e que se traduzem numa série de funções relacionadas com a selecção e pesquisa de dados, por um lado, e com a modelação geográfica, por outro (NEVES e CONDESSA, 1993). A aplicação do modelo permitirá elaborar mapas com as funções de cada unidade de território de acordo com a hierarquia estabelecida, assim como a definição de unidades de acordo com o seu grau de multifuncionalidade.

Os resultados para a função principal do espaço, de acordo com a aplicação do modelo proposto estão explanados na Figura 7.

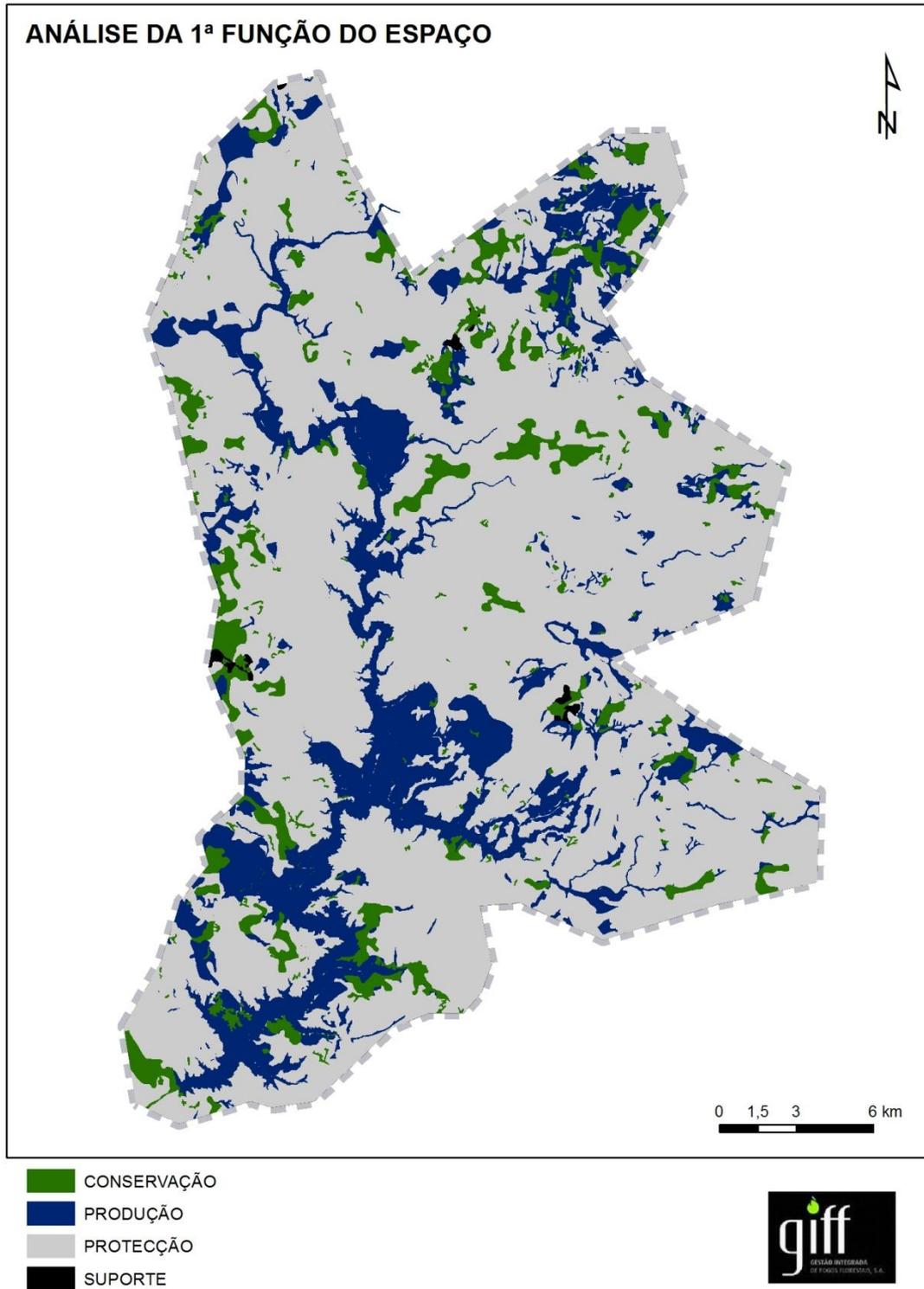


Figura 7. Função principal do espaço de acordo com a aplicação do modelo proposto

6.5 DESENVOLVIMENTO FUTUROS

Para uma análise mais objectiva e completa deverão ser tidos em consideração os seguintes pressupostos:

- As funções do território estão directamente relacionadas com a capacidade de resposta face às necessidades, procuras e objectivos da comunidade humana;
- A multifuncionalidade consiste na integração de várias funções, numa determinada unidade espacial e/ou temporal, a uma escala estabelecida;
- Genericamente pode considerar-se que todas as paisagens são multifuncionais, sendo variável o grau de multifuncionalidade, assim como as funções principais ou dominantes.
- A multifuncionalidade é um processo que pode ser conseguido pela combinação espacial de unidades territoriais separadas com diferentes mono(funções), pela presença de diferentes funções separadas no tempo numa mesma unidade territorial, ou na integração de diferentes funções na mesma unidade espacial e temporal;
- A compreensão das relações espaciais entre as diferentes funcionalidades territoriais, através do estabelecimento de relações de vizinhança, de continuidade e de conectividade entre os elementos em análise, conjuntamente com a descrição geográfica e alfanumérica de cada objecto, permite a realização de análises espaciais para determinar o grau de funcionalidade de cada elemento da análise.

As funcionalidades associadas à silvopastorícia e à cinegética serão consideradas, em primeira instância como funções de produção, ideia reforçada por ROSÁRIO e RODRIGUES (2004) que referem que a função produtiva “destaca a capacidade de produção de bens (alimentos e fibras) e de serviços agrários (recreativos de caça, pesca, paisagísticos e de acolhimento com ou sem restauração)”.

Por outro lado, a intersecção das áreas de maior aptidão para cada espécie florestal com a sua existência nessas mesmas áreas, remete-as para elevados índices de produtividade, para uma potencialidade de produção como função principal.

No entanto as actividades associadas à silvopastorícia podem ainda cumprir outras funções, nomeadamente na prevenção de incêndios florestais (MOREIRA e COELHO, 2008). Segundo ELORRIETA e REY (2004) os incêndios florestais para além de causar danos financeiros directos, também conduzem ao declínio das funções sociais da floresta, e à perda de bens e serviços gerados por estes ecossistemas. É então fundamental atribuir valor aos benefícios ambientais gerados pelos espaços florestais, e determinar o tipo de incentivos a atribuir que facilitem os mecanismos de defesa da floresta contra incêndios, no sentido da gestão sustentável dos espaços florestais, otimizando os valores e funções (económicas, sociais e ambientais) a eles associados. SALAVESSA e ALMEIDA (2001) referem ainda que as estruturas produtivas do sector primário devem ser orientadas para a optimização de culturas que possam ser exploradas com base na multifuncionalidade sustentável dos territórios.

A promoção do controle de combustíveis por pastoreio tem permitido o restabelecimento, em algumas regiões, de práticas tradicionais com resultados benéficos em matéria de defesa da floresta contra incêndios. GREEN e NEWELL (1982) estudaram a manutenção de faixas de gestão de combustível através do pastoreio com cabras. Ideia reforçada por SALAVESSA e ALMEIDA (2001) que referem o contributo que a caprinicultura dá na limpeza e preservação do sub-coberto florestal, na fertilização e enriquecimento orgânico dos solos, na humanização da paisagem e povoamento da floresta. Segundo MASSON (1995) a produção de espécies herbáceas nas florestas de sobreiro podem variar entre 1000 e 1500 kg/ha de material seca com uma densidade de árvores de 35-40%, até 2000 ou mesmo 3000 kg/ha num povoamento esparsos de sobreiro assim como nas faixas de gestão de combustível com árvores dispersas.



Fotografia 35. Manutenção de faixas de gestão de combustível através do pastoreio com gado caprino (GREEN e NEWELL, 1982)

Face ao exposto anteriormente, a função de protecção deverá ser generalizada à gestão dos riscos (erosão, contaminação de aquíferos, incêndios florestais). Por exemplo, a existência de espécies florestais em áreas com solos pobres e sujeitos a processos de erosão, direccionam a área onde tal ocorre para uma função principal de protecção do solo.

O modelo deverá integrar outros elementos, como, por exemplo, a legislação de protecção dos povoamentos de sobre e azinho, restrições de uso constantes nos planos de ordenamento, área de protecção e conservação da natureza, etc, e assim estabelecer a aptidão e hierarquia funcional do espaço, a avaliar o seu carácter multifuncional.

7. TAREFA 4.2.06 DESENVOLVIMENTO DE METODOLOGIAS DE ARTICULAÇÃO COM AS ZONAS DE INTERVENÇÃO FLORESTAL

7.1 ENQUADRAMENTO

A diversificação e promoção de outras actividades, como a exploração de outros produtos silvestres (míscaros, túberas, espargos, etc.), caça, apicultura, observação de fauna e flora, para além de incrementarem valor ao espaço, podem ter um papel fundamental em termos de vigilância, detecção precoce de ocorrências, e até mesmo ao nível da gestão de combustíveis (GUIOMAR *et al.*, 2007a). O aproveitamento energético da biomassa também deve ser tido em conta, mas integrado num conjunto mais alargado e complexo de actividades de gestão territorial, a uma escala de análise e gestão regional (FERNANDES, 2007).

No âmbito da Reforma Estrutural do Sector Florestal - RCM n.º 178/2003, de 31 de Outubro – foi concretizado um conjunto abrangente de medidas, entre as quais a criação de Zonas de Intervenção Florestal (ZIF), com o fim de superar constrangimentos há muito identificados:

- Excessivo parcelamento fundiário;
- Ausência de gestão florestal;

O DL n.º 127/2005 que estabelece o regime de criação das ZIF e os princípios reguladores do respectivo funcionamento, define ZIF como, uma área territorial contínua e delimitada, gerida por uma única entidade, constituída maioritariamente por espaços florestais e submetida a um plano de gestão florestal e a um plano de defesa contra incêndios.

As Zonas de intervenção Florestal (ZIF), regulamentadas pelo Decreto-Lei n.º 15/2009 de 14 de Janeiro (que revoga o Decreto-Lei n.º 127/2005 de 5 de Agosto), visam promover a gestão sustentável dos espaços florestais que as integram, coordenar de forma planeada a protecção dos espaços florestais e naturais, bem como, reduzir as condições de ignição e de propagação de incêndios florestais.

Este diploma define as ZIF como áreas territoriais contínuas e delimitadas constituídas maioritariamente por espaços florestais, submetidas a um plano de gestão florestal e a um plano de defesa da floresta e geridas por uma única entidade. A área territorial da ZIF compreende um mínimo de 750 ha e inclui no mínimo 50 proprietários ou produtores florestais e 100 prédios rústicos. As ZIF têm como objectivos:

- Garantir uma adequada e eficiente gestão dos espaços florestais, com a atribuição concreta de responsabilidades;
- Ultrapassar os bloqueios fundamentais à intervenção florestal, nomeadamente a estrutura de propriedade privada, em particular nas regiões de minifúndio;
- Infra-estruturar o território, tornando-o mais resiliente aos incêndios florestais, garantindo a sobrevivência dos investimentos e do património constituído;
- Conferir coerência territorial à intervenção da administração central e local e dos mais agentes com intervenção nos espaços florestais e evitar a pulverização no território das acções e dos recursos financeiros;
- Concretizar territorialmente as orientações na Estratégia Nacional para as Florestas, nos instrumentos de planeamento de nível superior, como o plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios, os PROF, PDM, PMDFCI, os planos especiais de ordenamento do território e outros planos que se entendam relevantes;

- Integrar as diferentes vertentes da política para os espaços florestais, designadamente a gestão sustentável dos espaços florestais, conservação da natureza e da biodiversidade, conservação e protecção do solo e dos recursos hídricos, desenvolvimento rural, protecção civil, fiscalidade, especialmente em regiões afectadas por agentes bióticos e abióticos e que necessitem de um processo rápido de recuperação.

Cada ZIF tem que ter obrigatoriamente um Plano de Gestão Florestal (PGF) e um plano de defesa da floresta de carácter vinculativo para todos os proprietários e produtores florestais abrangidos pela área territorial da ZIF.

A criação de ZIF, destinadas a dar corpo a intervenções em espaços florestais contíguos e de minifúndio, é um passo positivo destinado a inverter a situação de abandono hoje existente nas áreas florestais (CRRAA, 2006).

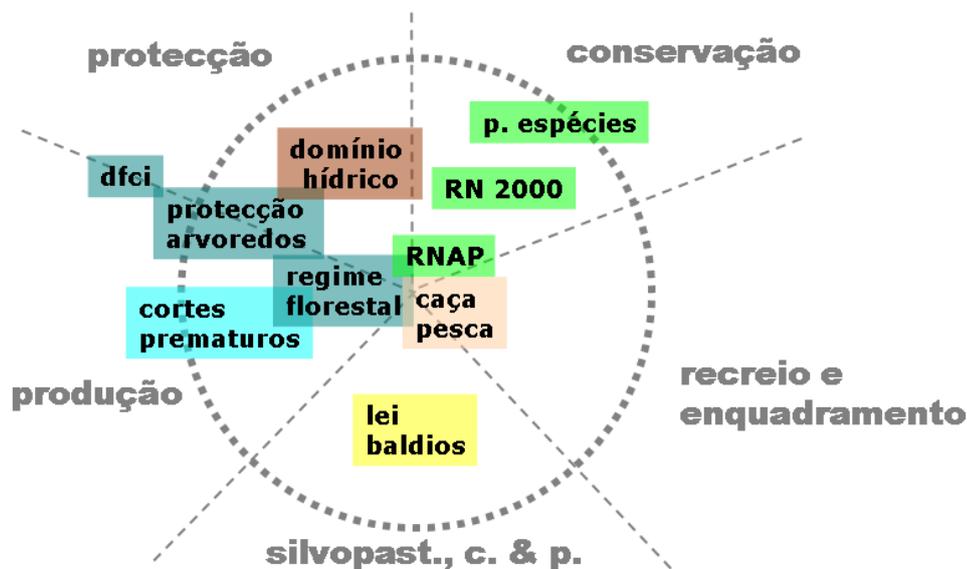


Figura 8. Legislação com impacte nas ZIF (PINHO, 2005)

As ZIF concretizam as directrizes definidas nos planos de nível regional e municipal, garantindo uma acção coordenada no terreno.

O estabelecimento de Zonas de Intervenção Florestal (que deverão ter, no futuro, um âmbito menos restritivo e evoluir para estruturas que promovam a diversificação de actividades silvícolas) pode constituir uma oportunidade para cumprir os pressupostos de protecção da floresta, dar dimensão às explorações,

incentivar o associativismo, permitir o aumento de produção e certificação florestal, e profissionalizar a gestão (GUIOMAR *et al.*, 2007a).

7.2 PROCESSO DE CONSTITUIÇÃO, FUNCIONAMENTO E GESTÃO DE UMA ZIF

O processo de constituição de uma ZIF envolve um conjunto de fases (RAMALHO & GUIOMAR, 2005):

- Fase de angariação;
- Fase de consolidação;
- Fase de constituição;
- Fase de desenvolvimento;
- Fase de integração na gestão;
- Fase de ampliação.



Figura 9. Esquema de constituição de uma ZIF (RAMALHO & GUIOMAR, 2005)

A gestão da ZIF é assegurada por uma organização associativa sem fins lucrativos de proprietários e produtores florestais ou outra pessoa colectiva aprovada pelos proprietários e produtores florestais, a que se designa Entidade Gestora da ZIF. Cada ZIF tem que ter obrigatoriamente um PGF e um plano de defesa da floresta de carácter vinculativo para todos os proprietários e produtores florestais abrangidos pela área territorial da ZIF.

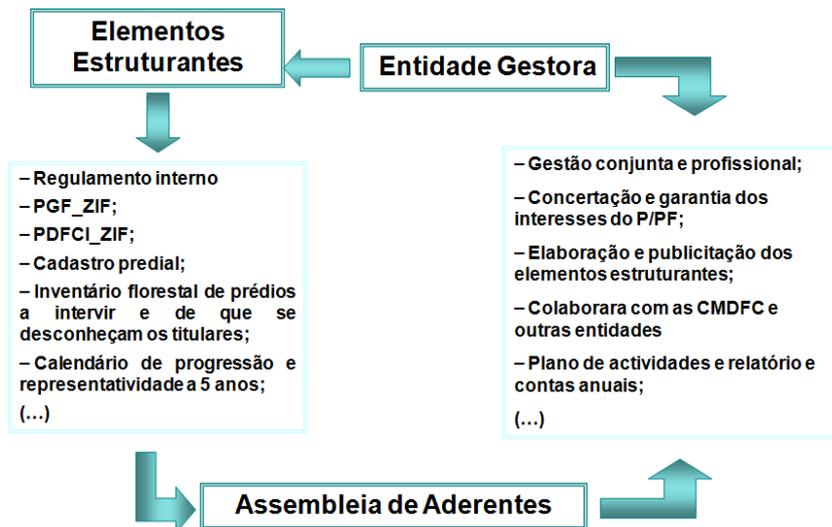


Figura 10. Esquema simplificado de gestão de uma ZIF (RAMALHO & GUIOMAR, 2005)

No entanto identificam-se alguns constrangimentos relacionados com o diploma que regula as ZIF (RAMALHO & GUIOMAR, 2005):

- Diploma com alguns entraves e morosidade do processo;
- Populações alvo muito difíceis, envelhecidas e desconfiadas do processo;
- Dificuldades na transmissão/entendimento da mensagem;
- Ausência de cadastro;
- Necessidade urgente de passar novas metodologias de gestão;
- Planos ainda em fase final de conclusão o que instala por vezes a confusão, inclusivé nas instituições oficiais;
- Falta de meios humanos e técnicos adequados no processo;
- Excessiva esperança depositada na acção da administração;

que, segundo os mesmos autores podem ser minimizados através de um conjunto de acções:

- Encontrar soluções eficientes para contornar os problemas derivados do diploma;
- Concluir os Planos de Ordenamento em curso com celeridade;
- Definir o quadro financeiro de apoio a estas acções;
- Criar desde já a noção externa de direitos/deveres sobre esta matéria em consonância com as regras a estabelecer para o ordenamento e defesa das florestas;

- Definir um quadro de extensão que enquadre todos os actores.

7.3 PROMOÇÃO DE ZIF

O espaço é um referencial organizado e funcional, onde é possível, como reflexo dessa organização, identificar paisagens, suas estruturas e funções, e delimitar unidades topológicas, funcional e estruturalmente homogéneas. (FERNANDES, 1991).

Segundo ALEXANDROVA (1985) o espaço, apesar de apresentar uma estrutura e dinâmica próprias, exhibe em cada momento, um estado distinto, colocando-se a necessidade de definir critérios que permitam identificar padrões e regras de funcionamento. Para FERNANDES (1991) o espaço aparece assim como uma entidade complexa onde se articulam diferentes estados circunstanciais, afectados por padrões de mudança, vertical e horizontal, e determinado simultaneamente por condicionantes temporais e por condicionantes materiais.

A promoção de ZIF pode ser realizada através de um conjunto de actividades (RAMALHO & GUIOMAR, 2005):

- Desenvolvimento de um plano de extensão com as instituições responsáveis:
 - Sessões internas monitorização;
 - Sessões externas divulgação;
- Normalização das regras de constituição de ZIF e definição de modelos para delinear ZIF potenciais do ponto de vista eco-bio-geográfico;
- Envolvimentos institucionais.

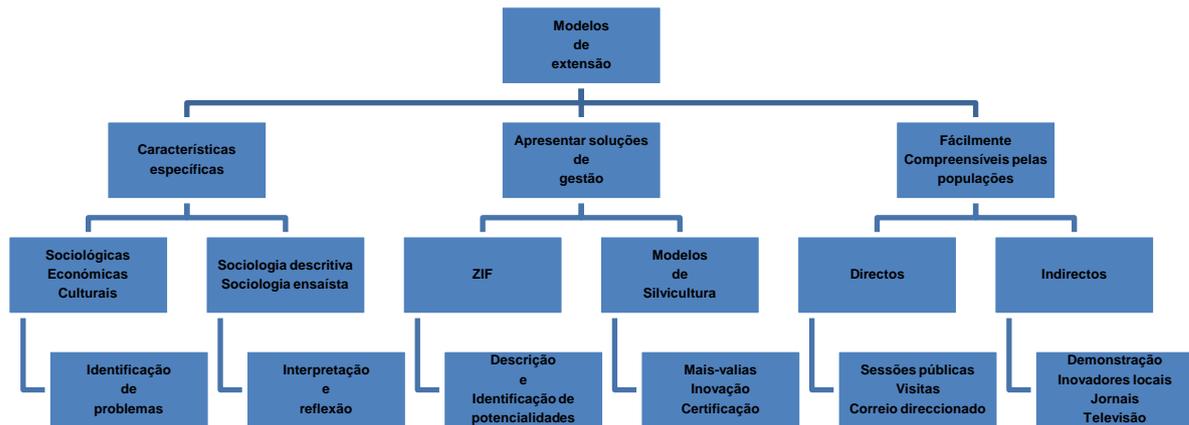


Figura 11. Esquema de um modelo de extensão rural para promoção e acompanhamento de ZIF (RAMALHO & GUIOMAR, 2005)

No âmbito dos trabalhos desenvolvidos para a elaboração das Orientações Nacionais e Regionais de Reflorestação foi desenvolvida uma proposta metodológica que visa focar pontos de intervenção para a promoção de ZIF (CRRAA, 2006). Esta consiste numa análise de unidades com características homogéneas e aderir com dados que reflectam alguma organização/associação territorial.

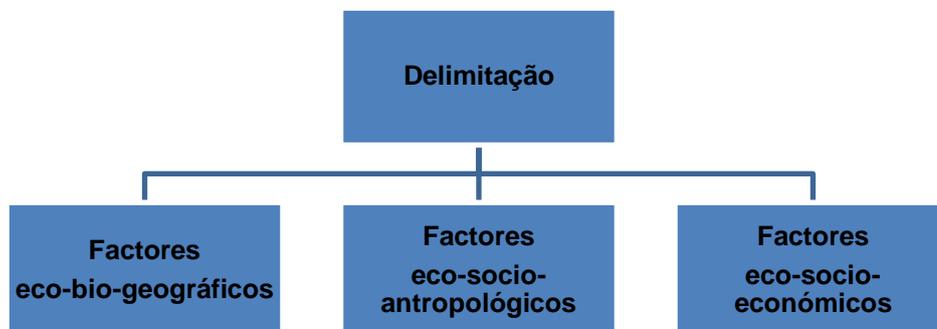


Figura 12. Delimitação de zonas com potencial para constituírem ZIF (RAMALHO & GUIOMAR, 2005)

O processo de identificação de unidades homogéneas do território compreende uma síntese integracional dos elementos que constituem a paisagem. No entanto, alguns elementos assumem, em detrimento de outros, maior relevância, sendo considerados determinantes para a formação e evolução do espaço. Consequentemente, a análise espacial deve compreender uma hierarquização de características estruturantes, definindo as que maior preponderância assume no processo evolutivo (CRRAA, 2006).

A definição de características ou elementos de caracterização do espaço compreende a escolha de variáveis espacialmente geo-referenciáveis, nas quais essas características possam ser identificadas ou processadas (CRRAA, 2006). Para tal recuperamos o modelo aplicado pela *Comissão Regional de Reflorestação do Alto Alentejo* para a identificação de unidades homogéneas, e que precedeu o processo de extensão rural a áreas alvo para a constituição de Zonas de Intervenção Florestal na sua área de trabalho.

Na base da concepção deste modelo encontra-se uma metodologia integrada de classificação, estruturação e organização da Informação Geográfica (IG), desenvolvida por SANTOS (2001), em função dos objectivos específicos da análise espacial, assente sobre técnicas de Análise Espacial em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e Análise Multivariada, que se combinam com formas mais tradicionais de avaliação da paisagem através das tabelas de avaliação cognitiva.

7.3.1 CONCEITO DE PAISAGEM E DE UNIDADES DE PAISAGEM

Qualquer abordagem efectuada à paisagem poderá ser alvo de diferentes linhas de especialização, desde a perspectiva histórica, passando pela explicação científica de toda a dinâmica que se lhe associa, até à apreciação puramente estética, e em que todas constituem aproximações válidas ao que se pode denominar estudo da paisagem global (BOLÓS, 1992).

O conceito de paisagem evolui, assim, necessariamente, para um patamar em que um mais abrangente leque de perspectivas é utilizado na sua definição. É na análise da paisagem que reside o principal impulso para a evolução do seu conceito. Conceitos como os de homogeneidade e heterogeneidade relacionados com definições de escala, complexidade e globalidade das formas terrestres, conduziram a uma maior profundidade de análise da estrutura e organização da superfície terrestre enquanto um todo (SANTOS, 2001).

A compreensão da paisagem implica o conhecimento de factores como a litologia, o relevo, a hidrografia, o clima, os solos, a flora e a fauna, a estrutura ecológica, o uso do solo e todas as outras expressões da actividade humana ao longo do tempo, bem como a compreensão da sua articulação, constituindo uma realidade multifacetada (CANCELA D'ABREU & CORREIA, 2000b).

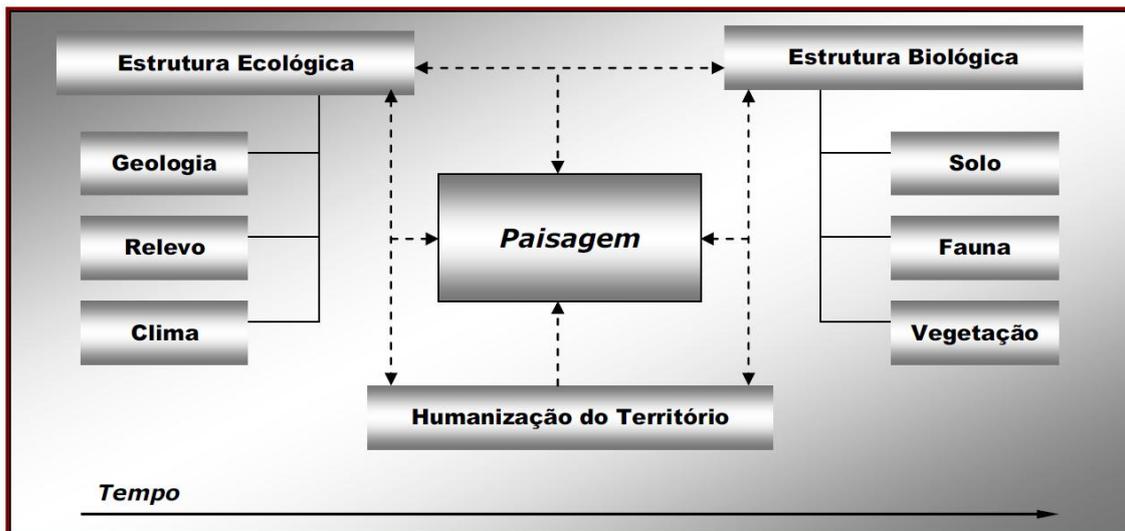


Figura 13. Diagrama conceptual referente à paisagem e às suas inter-relações (SANTOS, 2001)

O elevado número de relações que se podem estabelecer entre os diversos elementos caracterizadores de uma paisagem originou formas de classificação da paisagem, tão diversas quanto os diferentes objectivos que podem seguir-se na sua análise, nestes residindo a validade da classificação efectuada.

A paisagem equipara-se a um mosaico rico em diversidade, onde cada espaço possui um relativo grau de diferenciação em relação aos espaços adjacentes, daqui advindo a necessidade de um ordenamento do território, uma vez que a cada uma destas áreas se encontra associada uma potencialidade geoecológica distinta, o que implica a identificação de aptidões e de restrições a determinados usos (SANTOS, 2001).

Para representar a organização espacial do território têm sido adoptadas duas abordagens distintas: uma mais sintética, que se centra na identificação de unidades homogéneas, e uma outra mais analítica, onde diferentes abordagens, desde as mais temáticas e desintegradas às mais integradas, podem ser identificadas e usadas (CENDRERO *et al.*, 1976).

Na primeira abordagem o conceito da unidade territorial, apresentado por ZOONEVELD (1989) como a fracção de território ecologicamente homogénea a uma escala de análise previamente estabelecida, constitui um bom exemplo das múltiplas aproximações desenvolvidas ao longo dos anos.

O conceito de unidade de paisagem representa uma aproximação conceptual à paisagem, por sugerir uma porção perceptível do espaço, ou seja, uma área concreta, descritível, analisável e projectável. A definição de unidades homogéneas de paisagem constitui, por si só, um apropriado meio de diagnóstico ambiental, bem como um documento geográfico ímpar, podendo ser aplicado em diferentes escalas e níveis de percepção, como ao nível local, regional ou nacional, revelando-se um instrumento prático e tático face à sustentabilidade do desenvolvimento (SANTOS, 2001).

O segundo grupo de aproximações mostra uma variedade mais ampla de métodos conceptuais e práticos de caracterização, desde a simples sobreposição de mapas temáticos, até às operações complexas com o objectivo de se definirem entidades sintéticas (FERNANDES *et al.*, 2005a, 2005b).

Métodos paralelos de caracterização como a definição de matriz ou de corredor, propostas por FORMAN & GODRON (1986), embora muito úteis na descrição do papel funcional das entidades geográficas são incapazes de diferenciar a natureza e o carácter dos factores que determinam essas entidades, bem como seu o carácter mais ou mais menos circunstancial, ou a intensidade do seu papel nos processos de ecologia da paisagem (SANTOS, 2001).

Analisando a paisagem numa perspectiva espacio-temporal, constata-se que os elementos mais evidentes na sua evolução nem sempre são os mesmos e que, portanto, a passagem da preponderância de um elemento paisagístico para outro anuncia uma descontinuidade no sentido evolutivo da paisagem.

Os factores que determinam a natureza de um determinado local têm formas e épocas diferentes de influência. Esta diversidade determina que a natureza de um local, num determinado momento, deve ser considerada de uma perspectiva dinâmica e, conseqüentemente, do conceito derivado da unidade territorial ou do carácter do local, assim como do carácter dos locais adjacentes ou das áreas que mostram semelhanças mais fortes entre si na sua vizinhança (ALLEN & HOESKTRA, 1992).

Adicionalmente, a consideração simultânea das diferentes escalas de caracterização espacial de uma determinada característica ecológica ou factor (por exemplo litologia, clima, solo e seu grau de diferenciação em termos ecológicos) são também de particular relevância na diferenciação ecológica de unidades territoriais adjacentes (TURNER *et al.*, 2001).

Na figura seguinte apresenta-se uma síntese relativa à constituição de unidades de paisagem.

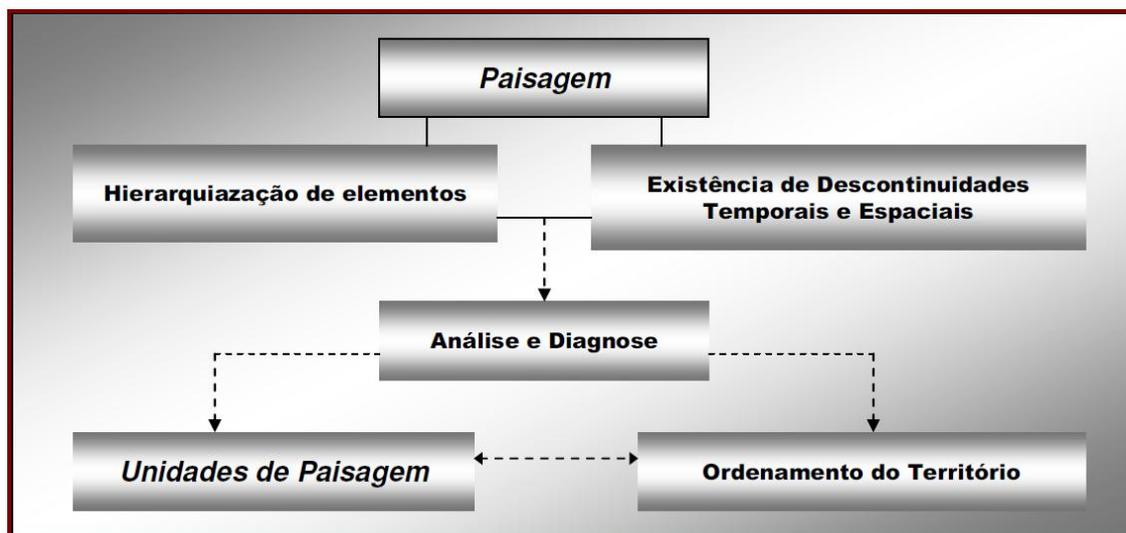


Figura 14. Constituição de unidades de paisagem (SANTOS, 2001)

7.3.2 DESENVOLVIMENTO METODOLÓGICO

A metodologia para a identificação e caracterização de unidades de paisagem apresentada, baseia-se na complementaridade de dois métodos de análise: análise espacial e análise estatística multivariada.

A explicitação dos processos utilizados corresponde, numa primeira parte, somente aos aspectos da modelação em Sistemas de Informação Geográfica para a identificação e caracterização de unidades de paisagem. A segunda parte corresponde à classificação de tabelas temáticas de valoração cognitiva elaboradas para a análise de *clusters*.

A tabela final é sujeita a um processo de concatenação, através do qual se vai constituir apenas um campo com a identificação dos polígonos finais. A informação

respeitante a todos os polígonos resultantes da união final é, então, sumariada com a finalidade de se obter uma tabela onde constem apenas as diferentes sobreposições presentes na união final.

Para efeitos de percepção de cálculo, é atribuído um código numérico a cada concatenação, que se encontra em formato alfanumérico, de modo a viabilizar o processamento da informação nos diversos *softwares* utilizados.

A concatenação representa, neste contexto, o processo através do qual se gera uma coluna na tabela de atributos, do tema em análise, contendo uma designação comum a toda informação respeitante às variáveis analisadas. A codificação/concatenação a utilizar reúne as iniciais de cada variável analisada, sendo determinante para a prossecução da posterior análise estatística.

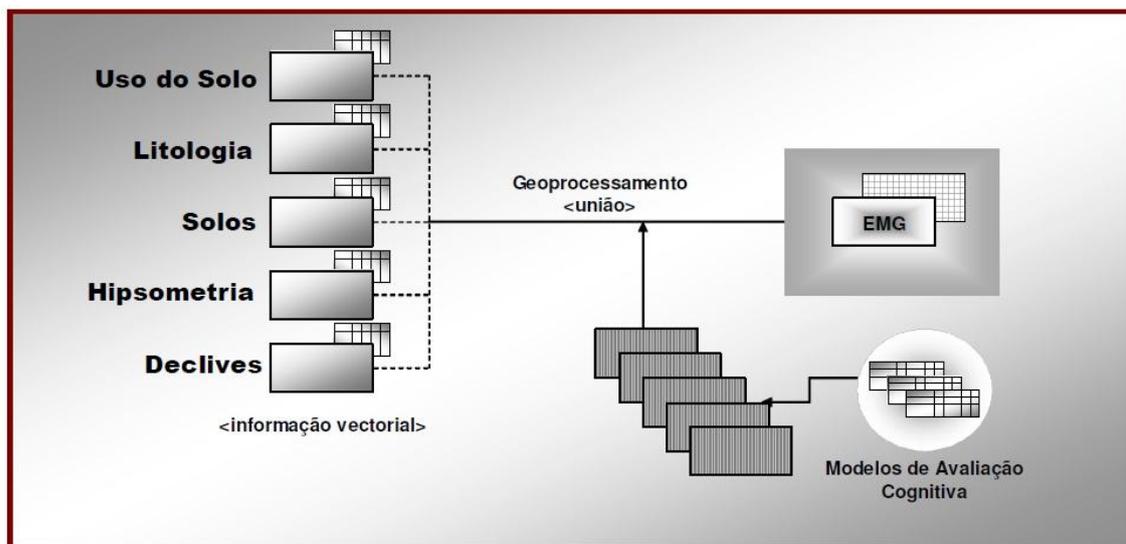


Figura 15. Modelo cartográfico relativo à criação de Elementos Mínimos Geográficos (NEVES, 2000; NEVES *et al.*, 2001a, 2001b; SANTOS, 2001)

As variáveis de estudo equacionadas para a constituição das tabelas de avaliação cognitiva são: o Uso do Solo, o Tipo de Solo, a Litologia, a Hipsometria e os Declives. Na construção destas tabelas, serão ponderados vários critérios, cuja selecção se apoia, não só, em modelos previamente concebidos, como no caso da avaliação dos solos baseada numa classificação efectuada por GRILO (*in* CEEM, 1996). Genericamente, a atribuição de valorações aos diferentes atributos temáticos definidos procura quantificar a expressão destes atributos na interpretação da paisagem da região algarvia, e referem-se, de modo geral, a ponderações

previamente realizadas, no entanto, sujeitas a pequenas alterações, nomeadamente ao nível da reestruturação das várias legendas.

Todos os valores definidos por estes modelos enquadram-se na mesma escala de valoração absoluta, entre 1 e 20, representando o resultado da conversão dos diferentes valores temáticos para o mesmo intervalo, pois a análise estatística efectuada requer, por um lado, que não existam valores nulos, bem como a conversão de todos os valores numa escala de valoração idêntica em todas as variáveis.

Esta valoração efectuada surge como uma aproximação numérica à caracterização das diferentes variáveis equacionadas para este estudo, tendo sempre como objectivo a adequação dos valores à análise final de *clusters*. A quantificação destes valores revela-se como o único meio possível de estabelecer critérios numéricos de semelhança ou dissemelhança entre os diversos atributos para que a análise estatística possa efectuar agrupamentos.

Posteriormente serão testadas técnicas numéricas estatísticas em SIG que possibilitam a aplicação de formas de análise diferenciadas aos dados espaciais, nomeadamente estatísticas globais que processam os dados de toda a área com vista à obtenção de um atributo, aqui representado pela definição de agrupamentos correspondentes a unidades (SANTOS, 2001).

A análise de clusters é uma designação genérica para uma grande variedade de metodologias que são usadas para classificar entidades. Estas metodologias constroem clusters ou grupos de entidades com muitas semelhanças entre si. Mais especificamente, a análise de clusters é um conjunto de metodologias de estatística multivariada que, a partir de um conjunto de informação sobre um grupo de entidades, procura reorganizá-las em grupos relativamente homogéneos, determinando uma estrutura de semelhanças/diferenças entre as unidades” (OLIVEIRA & BAÇÃO, 1999).

As tabelas-base para este procedimento analítico correspondem aos modelos descritos como Tabelas de Avaliação Cognitiva, já descritos. Após um processo de análise pericial será escolhido um número de clusters, que defina com precisão as macro-unidades de paisagem à escala de trabalho. Para esta escolha deverá

atender-se, em primeira instância à análise dos agrupamentos propostos pelo dendrograma. O objectivo desta análise reside na análise das ramificações do dendrograma de modo a identificar quais as mais estáveis, de modo a melhor precisar o número de agrupamentos, atendendo ao critério de ligação – *single linkage* – e à medida de distância – euclidiana.

O tipo de análise estatística multivariada, efectuada no *Statistica*, corresponde ao *K-Means*, no qual especificamos o número de *clusters* adequado ao objectivo da análise.

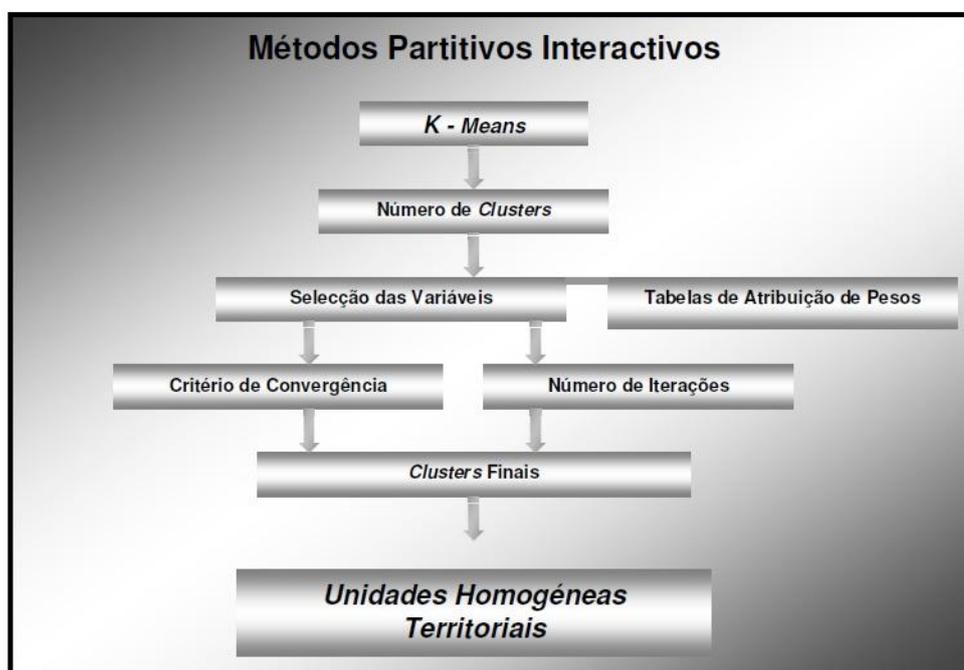


Figura 16. Diagrama síntese dos Métodos Partitivos Interactivos (SANTOS, 2001)

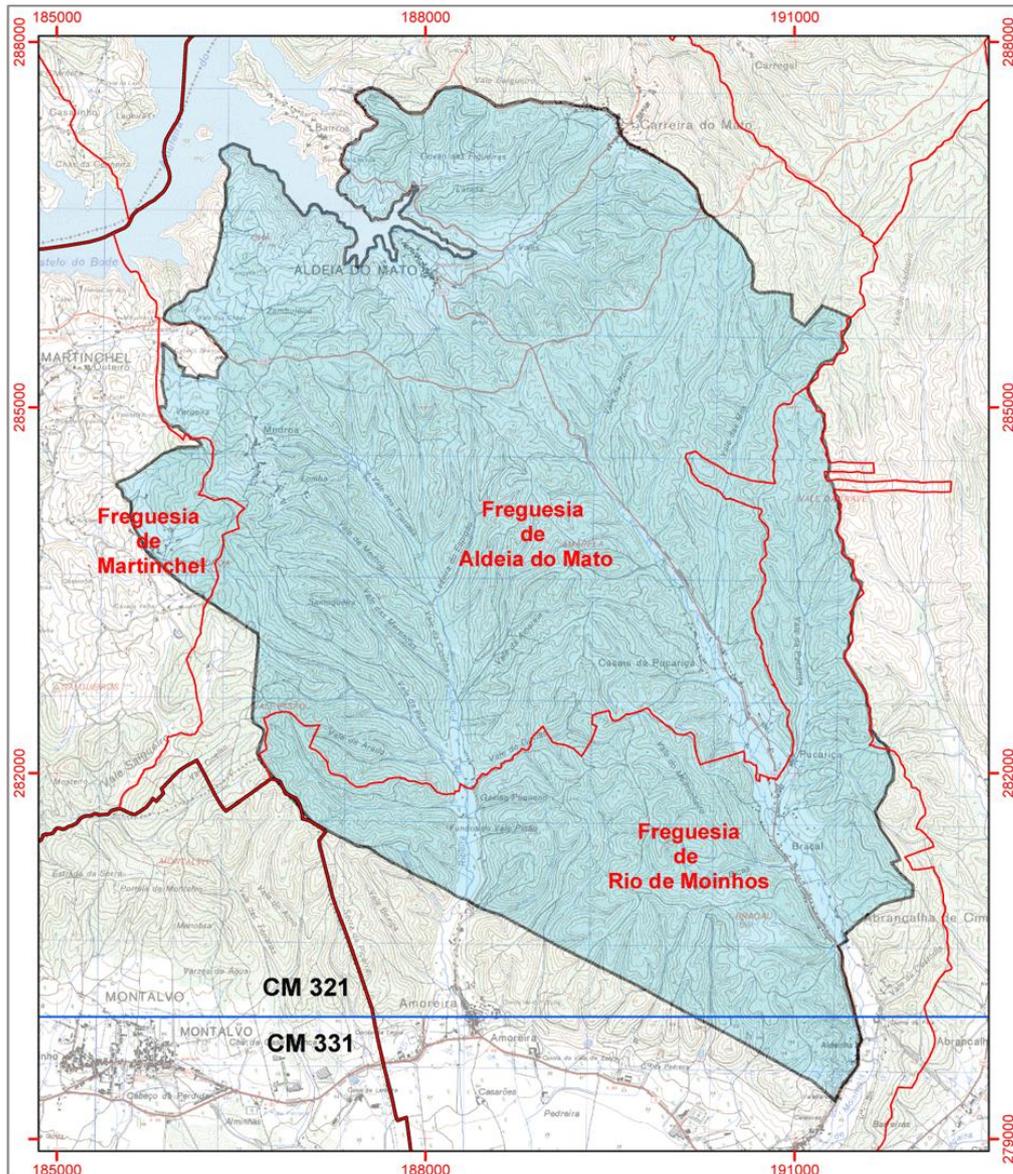
Os limites entre unidades são frequentemente pouco claros, sendo constituídos não por uma linha mas sim por uma faixa de transição contínua, ou por áreas que aparentemente podem ser integradas na unidade que se encontra adjacente tanto de um lado como de outro (pontualmente poderão constituir unidades independentes, com fraca identidade). Raramente os limites são muito bem definidos, por corresponderem a descontinuidades bruscas no relevo, na natureza das formações litológicas ou nos padrões de uso do solo (CANCELA D'ABREU & PINTO-CORREIA, 2000a).

Nas zonas de transição onde há uma grande disseminação de pequenas áreas, a passagem de uma unidade para a outra realiza-se através de uma zona de grande heterogeneidade onde coexistem diferentes tipos de agrupamentos. Assim, será necessário proceder a um conjunto de generalizações complexas, que incluem mudança do tipo do objecto e agregações de polígonos.

7.4 ZIF EXISTENTES NA ÁREA DE ESTUDO

No sentido de saber quantas ZIF estavam constituídas ou em fase de constituição nos limites da Albufeira de Castelo de Bode, foi contactada a AFN. Fomos informados que apenas está constituída a ZIF de Aldeia do Mato, publicada na Portaria n.º 889/2008 de 14 de Agosto.

**ZONA DE INTERVENÇÃO FLORESTAL
MUNICÍPIO DE ABRANTES**



- Limites de Freguesia
- Limite de Concelho
- Cartas Militares
- ZIF Aldeia do Mato (3295,578 ha)

0 305 610 1.220 1.830 2.440
Meters

Figura 17. Zona de Intervenção Florestal da Aldeia do Mato (Fonte: AFN)

8. TAREFA 4.2.07 DESENVOLVIMENTO DE UM MANUAL PARA A ELABORAÇÃO DOS PLANOS DE GESTÃO DA(S) ZIF E/OU OUTRAS UNIDADES DE GESTÃO DA ÁREA EM ESTUDO, DE ACORDO COM O NORMATIVO DFCI E COM O CÓDIGO DE BOAS PRÁTICAS PARA UMA GESTÃO FLORESTAL SUSTENTÁVEL (NP4406/2003)

8.1 NOTA INTRODUTÓRIA

É essencial reconhecer a floresta como um recurso natural renovável, cujo uso e gestão devem ser implementados de acordo com as prioridades de desenvolvimento a nível nacional, e devidamente articuladas com as políticas territoriais sectoriais. Os PGF devem assim estabelecer normas específicas de intervenção sobre a ocupação e uso dos espaços florestais, promovendo a produção sustentada de bens e serviços por eles fornecidos (ALBUQUERQUE, 2009).

Podem distinguir-se diferentes instrumentos de planeamento quanto à escala e quanto aos seus objectivos (Figura 18).

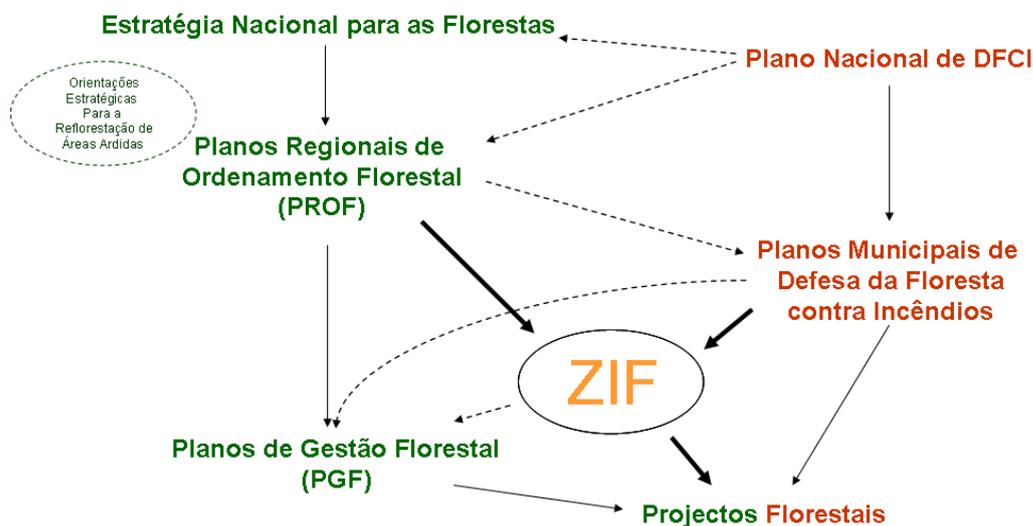


Figura 18. Esquema simplificado do sistema de planeamento florestal português (PINHO, 2005)

Os Planos de Gestão Florestal são instrumentos de gestão que regulam, no tempo e no espaço, com subordinação às regras de gestão estabelecidas para as Zonas de Intervenção Florestal da área onde se situam os respectivos prédios e às determinações constantes da legislação, devendo-se promover o desenvolvimento de metodologias de articulação, que visam:

- Promover a gestão florestal sustentável dos espaços florestais que as integram e obter a certificação florestal;
- Coordenar, de forma integrada, a protecção dos espaços florestais e naturais;

- Coordenar a recuperação dos espaços florestais e naturais quando afectados por incêndios;
- Diminuir custos, rentabilizando os meios existentes;
- Valorizar os aspectos ambientais e sociais das suas áreas florestais;
- Reduzir as condições de ignição e de propagação de fogos florestais;
- Tornar os produtos mais competitivos no mercado nacional e internacional.

Os PGF são instrumentos de administração de espaços florestais que determina, no espaço e no tempo, as intervenções, visando a produção sustentada de bens e serviços, tendo em conta os espaços envolventes. Deve conter obrigatoriamente os seguintes elementos:

- Caracterização dos recursos existentes (componente florestal, silvopastoril, caça e pesca e outros recursos);
- O enquadramento territorial e social do plano.
- O modelo de exploração, que inclui:
 - Programa de gestão da produção lenhosa;
 - Programa de aproveitamento dos recursos não lenhosos e outros serviços associados;
 - Programa de gestão de biodiversidade, desde que abrangido por áreas classificadas.
- Métodos de regulação, avaliação e acompanhamento da sua produção (Decreto-Lei n.º 16/09 de 14 de Janeiro).

Todos os instrumentos de gestão florestal deverão explicitar medidas de silvicultura preventiva e a sua integração e compatibilização com os esquemas superiores de organização e protecção dos espaços florestais, designadamente as Orientações Nacionais e Regionais de Reflorestação, os Planos Regionais de Ordenamento Florestal (PROF) e os Planos Municipais de Defesa da Floresta Contra Incêndios (PMDFCI) (CRRAA, 2006).

Os planos elaborados para a ZIF são de cumprimento obrigatório para os Aderentes. Os Não Aderentes estão obrigados a ter um plano de gestão florestal para as suas propriedades aprovado pela Autoridade Florestal Nacional (AFN).

Cabe à AFN providenciar a integração dos planos individuais dos não aderentes nos Planos ZIF, devendo em sede de parecer, na Comissão Municipal de Defesa da Floresta Contra Incêndios (CMDFCI) ou de aprovação pela AFN, serem identificadas as acções de interesse público.



Figura 19. Responsabilidade de execução dos planos (RAMALHO & GUIOMAR, 2005)

A elaboração de um PGF pressupõe uma análise da situação actual, definição de objectivos, análise de alternativas de gestão e uma conjectura de um plano de acção, nomeadamente no que diz respeito à defesa da floresta contra incêndios, promover a floresta numa estratégia de desenvolvimento local, de acordo com os critérios e indicadores de gestão florestal sustentável, e definir modelos de gestão florestal compatíveis com os habitats e as espécies de flora e fauna com interesse comunitário existentes no local. As tomadas de decisão na gestão florestal envolvem três passos fundamentais:

- A caracterização da situação actual e periódica da exploração florestal, desenvolvido através do inventário e monitorização dos recursos existentes;
- O planeamento das intervenções a médio/longo prazo na exploração florestal, elaborado com base nos dados do inventário e sujeitos a um processo de melhoria continua, com as adaptações resultantes dos dados da monitorização;
- A execução das intervenções projectadas no terreno. Após o planeamento a médio/longo prazo é necessário garantir que as acções projectadas sejam executadas de acordo com as boas práticas florestais, tecnicamente ajustadas ao local, com minimização de custos e optimização dos objectivos de gestão definidos.

A construção de bases sólidas que possibilitem a elaboração de um PGF e de um Plano de Defesa da Floresta, devem ter em consideração:

- Construção da base geográfica de análise espacial;
- Análise do histórico de incêndios, e desenvolvimento de propostas de gestão de combustíveis em faixas ou em mosaicos em articulação com medidas incluídas no PMDFCI, com as Orientações Estratégicas Regionais do Conselho Nacional de Reflorestação, e com o disposto no SNDFCI;
- Análise da função dominante do território (Quadro 3) em articulação com o PROF, e avaliação do grau de multifuncionalidade potencial.

Quadro 3. Níveis de análise funcional dos espaços florestais (PINHO, 2005)

| Nível de planeamento | Plano | Unidade territorial de análise funcional |
|----------------------|---|--|
| Nacional | Estratégia Nacional para as Florestas | Região homogénea |
| Regional | Planos Regionais de Ordenamento Florestal | Sub-região homogénea |
| | Orientações Regionais para a Reflorestação | |
| Municipal | Planos Directores Municipais | Categoria de uso |
| Local | Zonas de Intervenção Florestal e Planos de Gestão Florestal | Secção* |

*Afectação do território a uma função (dominante) concreta

- Desenvolvimento de uma proposta de divisão da unidade de gestão em talhões de acordo com os resultados das análises anteriores;
- Elenco de um conjunto de boas práticas florestais e definição de indicadores de monitorização, com especial atenção para:
 - Preparação do terreno: garantir condições óptimas à sementeira, plantação, ou estabelecimento de regeneração natural e criar condições para o sucesso do futuro povoamento, tendo especiais cuidados com a drenagem e a fertilização;
 - Plantação, sementeira e regeneração natural: instalar, ou manter no terreno uma nova geração de árvores, bem adaptada à estação e capazes de satisfazer os objectivos estabelecidos para a área, garantir o coberto vegetal planeado, atingir o coberto vegetal pretendido com os menores custos e no menor tempo de instalação possível e instalar manchas florestais em harmonia com a paisagem adaptadas ao local e permitindo uma futura gestão por técnicas e meios disponíveis;

- Gestão da vegetação: gerir a vegetação de acompanhamento de uma forma sustentada, até ao estabelecimento bem sucedido de um coberto florestal;
- Sanidade florestal: manter o bom estado sanitário do povoamento, proteger as árvores da ocorrência de danos causados por doenças, insectos ou outros animais, monitorização e medidas de combate e susceptibilidade do local e da espécie à ocorrência de danos;
- Condução dos povoamentos: otimizar a relação entre os recursos aplicados e os produtos obtidos, assegurar o desenvolvimento dos povoamentos até à maturidade de forma sustentável, monitorizar, acompanhar e registar o estado dos produtos florestais, corrigir impactos desfavoráveis, aumentar a qualidade dos produtos florestais e maximizar o valor potencial dos povoamentos;
- Exploração florestal (material lenhoso): assegurar a extracção do lenho, otimizar a extracção de uma forma sustentável, operar com o menor custo possível, minimizar os impactos negativos na floresta, ter um planeamento com custos controlados e garantir a segurança dos trabalhadores;
- Exploração de outros produtos florestais: aproveitar as oportunidades de exploração dos produtos não lenhosos proporcionados pela estação, diversificar as fontes de receita da exploração florestal e aproveitar todas as potencialidades da área;
- Infra-estruturas florestais: prover a floresta de infra-estruturas que sirvam de suporte à instalação, condução, exploração e protecção de matas e assegurar que as existentes se integram de um modo economicamente viável no plano de gestão, assegurar que a infra-estrutura se integre na paisagem e que estas sejam adequadas para os quais foram planeadas;
- Reflorestação: repor um coberto vegetal viável após a exploração florestal, corrigir eventuais erros, manter ou melhorar o potencial produtivo da área e as características da floresta para a conservação do solo, da água, diversidade biológica ou do património e manter ou melhorar o acesso e a rede de infra-estruturas de apoio à actividade florestal.

Listam-se seguidamente os critérios e indicadores a ter em conta.

Quadro 4. Critérios e indicadores de gestão florestal sustentável ao nível da unidade de gestão (DGF, 1999)

| Indicador | Unidade | Método de avaliação/medição |
|---------------------------------------|---|--|
| Volume total | m ³ de biomassa total | Amostragem em parcelas tipicamente com 400 a 2000 m ² (contendo um mínimo de 25 árvores por parcela) das variáveis dendrométricas relevantes. Estimção do volume (biomassa) total do povoamento. |
| Estrutura | % de cada espécie na unidade de gestão; % de cada classe de diâmetro por espécie | Amostragem em parcelas tipicamente com 400 a 2000 m ² (contendo um mínimo de 25 árvores por parcela) das variáveis dendrométricas relevantes. |
| Armazenamento de carbono (stock) | ton C / ha | Amostragem em parcelas tipicamente com 400 a 2000 m ² (contendo um mínimo de 25 árvores por parcela) das variáveis dendrométricas relevantes. Estimção da biomassa total e conversão para valores de Carbono. |
| Remoção de carbono | ton C / ha | Conversão dos volumes de produtos florestais extraídos em toneladas equivalentes de carbono. |
| Tipo de regeneração utilizado | % de árvores do povoamento com origem em regeneração natural, em plantas certificadas ou em sementes certificadas | Amostragem em parcelas tipicamente com 400 a 2000 m ² |
| Modelos de combustível | Escala relativa de flamabilidade (1 a 5 conforme flamabilidade do modelo de combustível) | Ajuste visual de modelos de combustível que considerem, quer a carga de combustível, quer a sua continuidade |
| Densidade de rede viária e divisional | m / ha | Divisão do comprimento da rede viária e divisional medição (medido em SIG) pela área da unidade de gestão. Separação por estado de conservação. |
| Densidade de pontos de água | N.º pontos de água / 100 ha. ha de espelho de água | Divisão do número (área) de pontos de água (medido em SIG) pelo total da área de gestão. Categorização qualitativa por dimensão e estado de conservação (ex. assoreamento, estado do paredão). |
| Desfoliação | Escala relativa de classes de desfoliação (0-sem desfoliação a 4-sem folhas) | Ajuste visual de modelos de desfoliação (métodos e escala relativa do "ICP-Forests") |
| Deficiências de Nutrição | Escala relativa de classes de nutrição (0-sem indícios de carências de nutrição a 4-com fortes indícios) | Apreciação visual de carências nutritivas, pelo aparecimento de sintomatologia específica (modelos de descoloração), nas diferentes fases de crescimento das plantas e da respectiva |

| | | |
|---|---|--|
| | | importância relativa. |
| Quantitativos de produção principal | ton/ha (m ³ /ha,cabeças/ha), EURO/ha | Sistema de contabilidade analítica. Registo das saídas em unidades físicas e valor (financeiro) do produto principal |
| Acréscimo médio anual (ou taxa de crescimento) do produto principal | m ³ (ou ton,cabeças)/ (ha × ano) | Amostragem em parcelas tipicamente com 400 a 2000 m ² (contendo um mínimo de 25 árvores por parcela) das variáveis dendrométricas relevantes. Comparação com padrão normal (modelo ou tabela de produção) |
| Outras produções | ton/ha (m ³ /ha, cabeças/ha), EURO/ha | Sistema de contabilidade analítica. Registo das saídas em volume e valor dos produtos secundários |
| Contribuição de outras produções para a exploração florestal | % de produção (em valor) satisfeita por produtos que não o principal | Divisão do valor dos produtos secundários pelo valor total gerado na unidade de gestão, expresso em percentagem. |
| Diversidade vegetal em sub-coberto | - | Amostragem em parcelas tipicamente com 400 a 2000 m ² . Cálculo de índices de diversidade (diversidade de comunidades) |
| Conservação de habitats classificados | ha de habitats classificados. Escala relativa de conservação | Levantamento dos habitats e respectiva cartografia. Avaliação das áreas. |
| Extensão de galerias ripícolas | % do comprimento de cursos de água representativos arborizados folhosas e/ou com espécies ripícolas | Levantamento das galerias ripícolas existentes e respectiva cartografia. Avaliação dos comprimentos. |
| Extensão de ecótonos florestais | % da área ocupada por habitats não-florestais. m de ecótono / ha | Inventário e cartografia dos ecótonos presentes na unidade de gestão. Avaliação de comprimentos e áreas. |
| Conservação de espécies ameaçadas | (presença/ausência) | Inventário de espécies com estatuto especial de conservação |
| Árvores eternas, cavernosas ou monumentais | N.º árvores eternas / ha; n.º árvores cavernosas / ha | Inventário e localização em mapa |
| Madeira morta | m ³ de madeira morta / ha | Amostragem em parcelas de 5000 m ² . |
| Evidência de Erosão | - | Verificação de uma <i>checklist</i> qualitativa de caracterização de situações de erosão na unidade de gestão |
| Quantificação de Erosão | mm de perda (ganho) de solo | Instalação de sistema de monitorização contínua simplificado em parcela permanente tipicamente de 400 a 2000 m ² . |
| Fertilidade do solo | ppm, % | Análise química de solo (C, P, K, Ca, Mg) efectuada sobre amostras médias recolhidas a 0-10cm e 10-20cm, em parcelas permanentes tipicamente com 5000 m ² . |
| Compactação do solo | kg/ m ³ | Determinação da massa volúmica do solo efectuada sobre amostras recolhidas a 0- |

| | | |
|---|---|--|
| | | 10cm e 10-20cm, em parcelas permanentes tipicamente com 5000 m ² |
| Investimento florestal e custos de exploração | EURO / ha | Sistema de contabilidade analítica com registo de investimentos e custos de exploração |
| Receitas | EURO / ha | Sistema de contabilidade analítica com registo de receitas por produto |
| Volume e qualificação do emprego | Horas de trabalho / (ha × ano). Escala de qualificação profissional da EU (EURO) | Sistema de contabilidade analítica com registo da duração das operações, da qualificação e sexo do pessoal envolvido |
| Acidentes de trabalho | Nº de acidentes de trabalho, escala relativa de gravidade | Inventário de acidentes de trabalho ocorridos em toda a área de gestão. |
| Conservação de locais de valor cultural no interior de áreas florestais | % area ocupada por valores culturais | Inventário patrimonial |
| Remoção de resíduos não-florestais do interior de áreas florestais | % area ocupada por resíduos não- florestais | Levantamento das áreas afectadas por depósitos de resíduos não-florestais. |

8.2 ESTRATÉGIAS ESPACIAIS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS A AVALIAR NO PLANO DE DEFESA DA FLORESTA

A diminuição da extensão, intensidade e severidade dos incêndios florestais passa pela definição de estratégias de prevenção, o que remete para objectivos de curto, médio ou longo prazo. A médio e longo prazo refira-se a reconversão da floresta e o ordenamento florestal, objectivo sucessivamente adiado e cujos resultados, por definição, só com o tempo são visíveis (MOREIRA, 2006a,b), cujas estratégias passam pela re-organização do espaço rural, pela gestão estratégica dos combustíveis florestais, pela adopção de critérios de infraestruturização e compartimentação dos espaços florestais, e pela integração eficiente da gestão florestal com o combate aos incêndios (CNR, 2005; CRRAA, 2006; GUIOMAR e RAMALHO, 2006). Como medidas de curto prazo, é ao nível da vegetação que podem ser tomadas algumas medidas de carácter preventivo de modo a fazer inverter o sentido da situação, através de acções que conduzam à diminuição da deflagração fácil de um incêndio e da sua rápida propagação (BOTELHO, 1993).

Existem duas estratégias complementares de intervenção na modificação dos combustíveis quanto ao seu arranjo (FINNEY, 2004): faixas de gestão de combustível numa lógica de “contenção activa” do fogo em bandas que definem compartimentos mais ou menos vastos; e parcelas de gestão de combustível, que actuam numa

lógica de modificação do comportamento do fogo, em áreas dispersas de grande dimensão, permitindo a adopção de um mais variado leque de táticas de supressão.

8.2.1 FAIXAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEL

O estabelecimento de descontinuidades na estrutura das formações vegetais constitui uma das principais componentes da reestruturação dos espaços florestais, a par da alteração da composição dos povoamentos ou do uso do solo (GUIOMAR *et al.*, 2006).

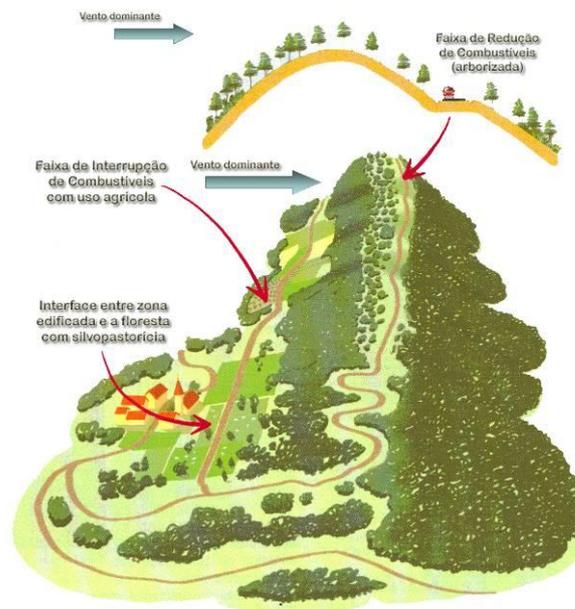


Figura 20. Esquema geral de organização do território numa perspectiva de defesa da floresta contra incêndios (COLIN *et al.*, 2001)

Numa região predominantemente florestal entende-se por Faixa de Gestão de Combustíveis¹ (FGC) uma parcela de território, estrategicamente colocada, onde se procede à alteração do coberto vegetal, através da remoção total ou parcial de biomassa florestal, da afectação a usos não florestais ou do recurso a determinadas

¹ Na literatura disponível é frequente encontrar várias denominações mais ou menos equivalentes para designar as faixas de gestão de combustível, entre as quais *fuelbreaks* (OMI, 1979), *defensible fuel profile zones* e *community protection zones* (WEATHERSPOON e SKINNER, 1996). As FGC diferem dos conceitos definidos por GREEN (1977) para *fireline* e *firebreak*, e que são descritas pelo autor como faixas onde se verifica a remoção de vegetação até ao solo mineral, e cujas dimensões variam entre 0,6 e 3 m, e 6 e 9 m respectivamente. Estas estruturas assemelham-se às faixas que em Portugal são designadas por aceiros e arrifes.

actividades ou a técnicas silvícolas, com o objectivo principal de reduzir a perigosidade de incêndio (GREEN, 1977; AGEE *et al.*, 2000; CNR, 2005). Segundo PLANA *et al.* (2005) as faixas de gestão de combustível devem ser planeadas para alterar o comportamento do fogo, para posicionar os meios de combate, para aplicar técnicas de contra-fogo e fogo táctico (fogos de supressão), e para definir perímetros de fogo controlado.

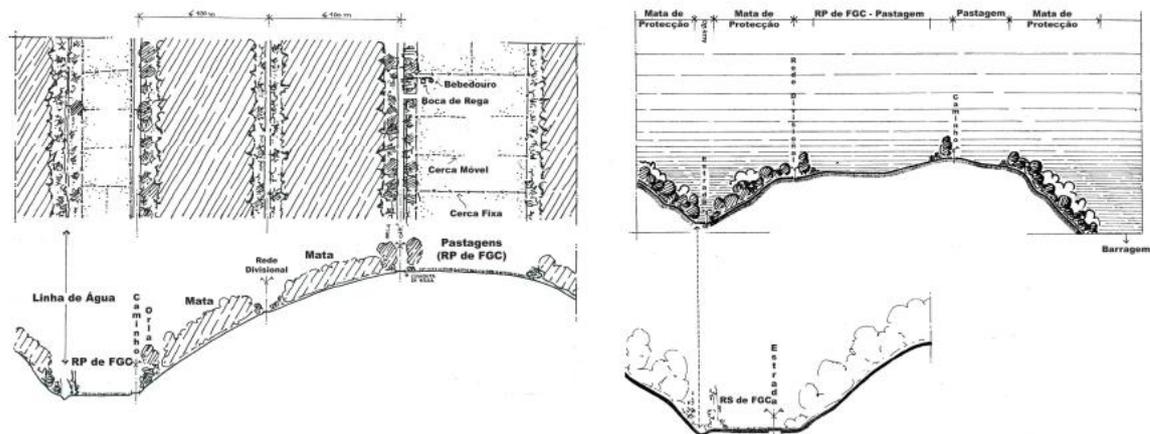


Figura 21. Sistematização da paisagem em zona florestal nas propostas de ordenamento e desenvolvimento presentes no Plano Regional de Ordenamento do Território do Alto Mondego (DROC, 1986)

As faixas de gestão de combustível subdividem-se em faixas de redução de combustível (FRC), em que se procede à remoção (normalmente parcial) do combustível de superfície (herbáceo, subarbustivo e arbustivo), à supressão da parte inferior das copas e à abertura dos povoamentos, e faixas de interrupção de combustível (FIC), em que se procede à remoção total de combustível vegetal (AGEE *et al.*, 2000; CNR, 2005).

Pelas suas características e funções (diminuição da superfície percorrida por grandes incêndios (função 1), redução dos efeitos da passagem de grandes incêndios (função 2), e isolamento de focos potenciais de ignição (função 3)), deverão ser identificadas as localizações estratégicas para a realização de acções de redução e eliminação de combustíveis e alteração da estrutura dos povoamentos, através de processos de análise espacial e modelação geográfica em SIG sobre informação geográfica de ocupação do solo, morfologia do território, pontos de água, rede viária florestal, direcção e intensidade dos ventos dominantes, e informação derivada auxiliar como índices de risco, perigosidade, intensidade e severidade de incêndio, e resultados de simulações de comportamento do fogo.

A rede de FGC deverá ainda ser concebida em três níveis, consoante a(s) sua(s) funcionalidade(s) (CNR, 2005):

- Rede primária, de nível sub-regional, delimitando compartimentos com determinada dimensão, desenhada primordialmente para cumprir a função 1, mas desempenhando igualmente as restantes;
- Rede secundária, de nível municipal, estabelecida para as funções 2 e 3;
- Rede terciária, de nível local e apoiada nas redes viária, eléctrica e divisional das explorações agro-florestais, desempenhando essencialmente a função 3.

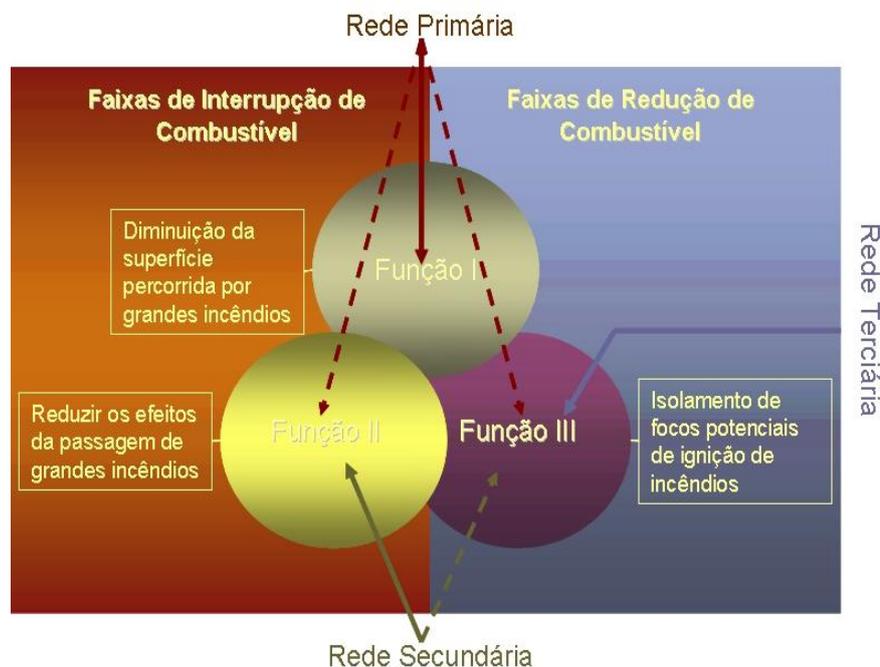


Figura 22. Esquema síntese das FGC (GUIOMAR *et al.*, 2006)

PLANA *et al.* (2005) refere que as dimensões das faixas devem ser variáveis: duas a quatro vezes a altura das árvores adjacentes; seis a sete vezes a altura das árvores (para que, na transição do regime de vento de laminar a turbulento, as projecções e reacendimentos não ocorram fora das imediações da faixa); a dimensão da faixa deve ser superior à altura expectável das chamas na cabeça do fogo.

No caso específico da concepção da rede primária de FGC, estas devem apoiar-se em elementos de descontinuidade já existentes, naturais ou artificiais considerados como elementos estruturantes, a sua concepção deve ser precedida

de uma análise rigorosa sobre o comportamento e histórico do fogo, a largura de cada faixa não deve ser inferior a 125 m e deve desenvolver-se em linhas onde o ataque indirecto seja facilitado, devem possuir uma orientação perpendicular à dos ventos associados às situações meteorológicas de maior perigo, os compartimentos criados devem situar-se entre os 500 e os 5000 ha, devem estar sempre associadas a uma via de circulação, e nas faixas de redução de combustível o coberto arbóreo não deve ser superior a 50% e idealmente deve situar-se entre 20-30% (CNR, 2005).



Fotografia 36. FGC gerida com fogo controlado em Gouveia (Autor: Adriano Germano)

8.2.2 MOSAICOS DE PARCELAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEL

Em conjunto com a rede de FGC, a manutenção de um mosaico de parcelas onde se procede à gestão dos vários estratos de combustível e à diversificação da estrutura e composição das formações florestais e dos matos, contribui decisivamente para a eliminação das fortes acumulações de combustíveis, da continuidade de estratos de combustível (quer horizontal quer verticalmente), da elevada representatividade de combustíveis finos ou que favorecem os saltos de fogo, da elevada proporção de combustíveis mortos e da distribuição geográfica desfavorável destas características ao nível da paisagem (CNR, 2005).

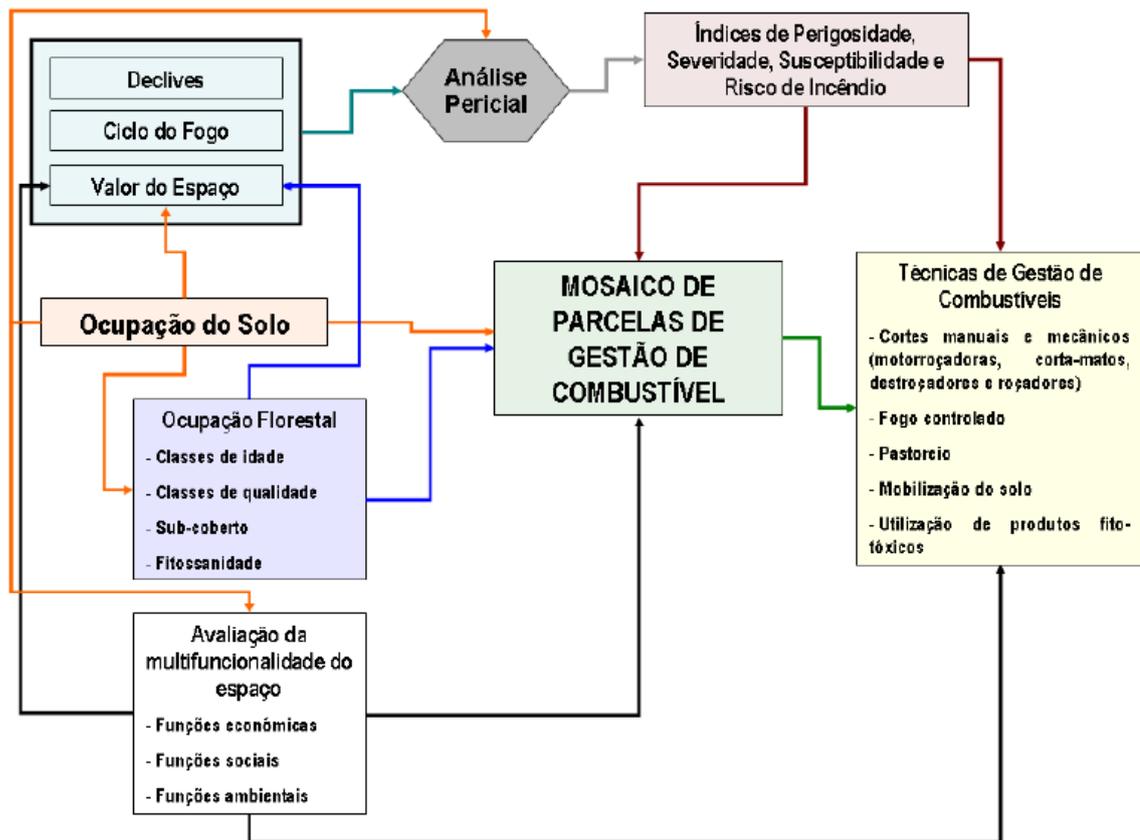


Figura 23. Esquema simplificado dos elementos a analisar para determinar as áreas que anualmente serão sujeitas a práticas de gestão de combustíveis e respectivas técnicas (GUIOMAR *et al.*, 2007)

A localização, tipo e forma de instalação das parcelas é determinada por uma análise inicial do histórico do fogo, das condicionantes ecológicas, silvícolas, e sócio-económicas para a região, complementada igualmente por simulações de comportamento de fogo.

O objectivo final consiste em garantir um zonamento territorial de áreas tratadas que ofereça resistência à progressão do fogo e optimize os benefícios face às diferentes condicionantes presentes, sejam elas o custo da sua criação e manutenção, a facilidade de combate aos incêndios, ou o impacte paisagístico. Assim, não poderão ser esquecidas todas as funcionalidades do território, tal como terá que estar sempre presente o processo de (re)afecção do uso do solo, cuja decisão deverá integrar não só conhecimento sobre a dinâmica da vegetação nas áreas em estudo, como também terá que ser avaliada a produtividade/funcionalidades (directas ou indirectas) das espécies a integrar, num quadro de gestão multifuncional do território.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABREU, J. M., CALOURO, M. F., SOARES, A. M. B., 1989. *Tabelas de valor alimentar: forragens mediterrânicas cultivadas em Portugal*. ISA/INIA, Lisboa.
2. ABRIL, M., GRACIA, C. A., 1989. Crecimiento de los rebrotes de *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera* despues de un incendio. *Options Méditerranéennes - Série Séminaires* 3: 101-106.
3. AGEE, J. K., BAHRO, B., FINNEY, M. A., OMI, P. N. , SAPSIS, D. B., SKINNER, C. N., VAN WAGTENDONK, J. W., WEATHERSPOON, C. P., 2000. The use of shaded fuelbreaks in landscape fire management. *Forest Ecology and Management* 127: 55-66.
4. AERTS, R., 1995. The advantage of being evergreen. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 402-407.
5. AERTS, R., BERENDSE, F., 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* 76: 63-69.
6. ALBUQUERQUE, A. C. S., 2009. *Contribuição para a elaboração do Plano de Gestão Florestal da ZIF de Ortiga*. Trabalho de Fim de Curso para obtenção da licenciatura em Engenharia Biofísica - Ordenamento e Gestão Ambiental, Universidade de Évora.
7. ALEXANDROVA, T., PREOBAZHENSKY, V. S., 1985. *Approaches to Investigation of Landscape Organisation*. VII International Symposium on Ecological Landscape Studies, Chekoslovakia.
8. ALLEN, H. D., 2001. *Mediterranean Ecogeography*. Prentice-Hall, Harlow.
9. ALLEN, T. F. H., HOESKTRA, T. W., 1992. *Toward a Unified Ecology*. Columbian University Press, New York.
10. ARAÚJO, M., 1998. Avaliação da biodiversidade em conservação. *Silva Lusitana* 6(1): 19-40.
11. ARIANOTSOU, M., KAZANIS, D. (Coord.), 2005. *Common methodologies and tools for monitoring vegetation dynamics*. Deliverable D-04-05, EUFIRELAB - Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory (EVR1-CT-2002-40028).
12. ARIANOTSOU, M., THANOS, C.A., 1996. Legumes in the fireprone Mediterranean regions: An example from Greece. *International Journal of Wildland Fire* 6: 77-82.
13. ARNAN, X., RODRIGO, A., RETANA, J., 2007. Post-fire regeneration of Mediterranean plant communities at a regional scale is dependent on vegetation type and dryness. *Journal of Vegetation Science* 18: 111-122.
14. ARSÉNIO, P., SINO LA-GRANJE, P. M., ESPÍRITO-SANTO, M. D., 1999. *Carta de valor florístico do Sul de Portugal. Guia de excursão*. 2º Encontro Alfa de Fitossociologia - Fitossociologia na gestão de espaços naturais: 17. Centro de estudos geográficos da Universidade de Lisboa. Lisboa.

15. AULD, T.D., O'CONNELL, M.A., 1991. Predicting patterns of postfire germination in 35 eastern Australian Fabaceae. *Australian Journal of Ecology* 16: 53-70.
16. AUSTIN, M.P., PAUSAS, J.G., NOBLE, I.R., 1997. Modelling environmental and temporal niches of *Eucalyptus*. In WILLIAMS, J.E., WOINARSKI, J.C.Z. (Eds.), *Eucalyptus ecology: from individuals to ecosystems*, Cambridge University Press, Cambridge, pp. 129-150.
17. BAEZA, M.J., 2001. *Aspectos ecológicos y técnicas de control de combustible (roza y quema controlada) en matorrales con alto riesgo de incendio dominados por Ulex parviflorus (Pourr.)*. PhD Thesis, Departamento de Ecología, Universidad de Alicante.
18. BAEZA, M.J., DE LUIS, M., RAVENTÓS, J., ESCARRÉ, A., 2002. Factors influencing fire behaviour in shrublands of different stand ages and the implications for using prescribed burning to reduce wildfire risk. *Journal of Environmental Management* 65: 199-208.
19. BARBERO, M., BONIN, G., LOISEL, R., QUÉZEL, P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. *Vegetatio* 87: 151-173.
20. BARRY, P.J., 1960. Contribution à l'étude de la végétation de la région de Nîmes-III. Les stades préforestiers. *Année Biologique* 36: 311-540.
21. BELLINGHAM, P.J., SPARROW, A.D., 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89(2): 409-416.
22. BATTLES, J., SHLISKY, A.J., BARRETT, R. H., HEALD, R. C., ALLEN-DIAZ, B. H., 2001. The effects of forest management on plant species diversity in a Sierran conifer forest. *Forest Ecology and Management* 146: 211-222.
23. BAUTISTA, S., ROBICHAUD, P. R., BLADÉ, C., 2009. Post-fire mulching. In CERDÀ, A., ROBICHAUD, P. R., PRIMLANI, R. (Eds.), *Restoration strategies after forest fires*. Science Publishers, Inc, Enfield, New Hampshire, (in press).
24. BENGTTSSON, J., NILSSON, S. G., FRANC, A., MENOZZI, P., 2000. Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132: 39-50.
25. BERENDSE, F., 1998. Effects of dominant plant species on soil during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry* 42(1-2): 73-88.
26. BEYERS, J. L., 2004. Postfire seeding for erosion control: effectiveness and impacts on native plant communities. *Conservation Biology* 18(4): 947-956.
27. BLACKBURN, T.M., GASTON, K.J., 1996. The distribution of bird species in the New World: patterns in species turnover. *Oikos* 77: 146-152.
28. BLUST, G., VAN OLMEN, M., 2002. Monitoring multifunctional terrestrial landscapes: some comments. In Brandt, J., Tress, B., Tress, G (Eds.), *Multifunctional landscapes: interdisciplinary approaches to landscape research and management*, Centre for

- Landscape Research, Roskilde, pp. 63-70.
29. BOLÓS, M., [Eds.], 1992. *Manual de Ciencia del Paisaje: Teoría, Métodos e Aplicaciones*. Masson, Barcelona.
 30. BOND, W. J., VAN WILGEN, B. W., 1996. *Fire and plants*. Chapman & Hall, London, UK.
 31. BONNET, V., 2001. *Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse des communautés végétales après incendie en Basse-Provence calcaire*. Thèse de Doctorat, Université d'Aix-Marseille III, Marseille.
 32. BORGES, J. G., 1999. Paradigmas, tecnologias e equívocos em gestão de recursos florestais. *Revista Florestal* 12: 26-34.
 33. BOTELHO, H. S., 1993. *Importância dos combustíveis para a previsão do comportamento do fogo em incêndios florestais*. Simpósio sobre catástrofes naturais: Estudo, Prevenção e Protecção, LNEC, Lisboa.
 34. BOWMAN, D.M.J.S., 1993. Biodiversity: much more than biological inventory. *Biodiversity Letters* 1: 163.
 35. BOX, E.O., 1996. Plant functional types and climate at the global scale. *Journal of Vegetation Science* 7: 309-320.
 36. BRANDT, J., VEJRE, H., 2004. Multifunctional Landscapes – motives, concepts and perspectives. In Brandt, J., Vejre, H. (Eds), *Multifunctional landscapes. Volume 1: theory, values and history*. WITpress, Southampton, pp. 3-31.
 37. BRASHEARS, M. B., FAJVAN, M. A., SCHULER, T. M., 2004. An assessment of canopy stratification and tree species diversity following clearcutting in central Appalachian hardwoods. *Forest Science* 50: 54-64.
 38. BRAUN-BLANQUET, J., 1965. *Plant sociology: the study of plant communities*. Hafner, London.
 39. BRAUN-BLANQUET, J., 1979. *Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume, Madrid.
 40. BRENDER, E. V., COOPER, R. W., 1968. Prescribed burning in Georgia's Piedmont loblolly pine stands. *Journal of Forestry* 66: 31-36.
 41. BROKAW, N. V., LENT, R. A., 1999. Vertical structure. In HUNTER, M. L. (Ed.), *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 335-361.
 42. BROWN, J.H., 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago.
 43. BUHK, C., GÖTZENBERGER, L., WESCHE, K., GÓMEZ, P. S., HENSEN, I., 2006. Post-fire regeneration in a Mediterranean pine forest with historically low fire frequency. *Acta Oecologica* 30: 288-298.
 44. BUHK, C., MEYN, A., JENTSCH, A., 2007. The challenge of plant regeneration after fire in the Mediterranean Basin: scientific gaps in our knowledge on plant strategies and evolution of traits. *Plant Ecology* 192: 1-19
 45. CALVO, L., TARREGA, R., DE LUIS, E., 2002. Secondary succession after perturbations in

- a shrubland community. *Acta Oecologica* 23: 393-404.
46. CAMARDA, I., BRUNDU, G., SATTI, V., 2004. *Fire in Mediterranean macchia: a case of study in S-W Sardinia*. II Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía contra Incendios Forestales, Córdoba.
 47. CANCELA D'ABREU, A., CORREIA, T. P., 2000a. *Caracterização e Identificação de Unidades de Paisagem em Portugal Continental*. Relatório 1/00 – Relatório de Progresso da 2ª Fase do Estudo, Universidade de Évora.
 48. CANCELA D'ABREU, A., CORREIA, T. P., 2000b. *Identificação e Caracterização de Unidades de Paisagem de Portugal Continental*. [CD-Rom] Projecto Coordenação de SIGs e dos IOT para o Desenvolvimento dos Espaços Rurais de Baixa Densidade, AMDE, Évora.
 49. CAÑELLAS, I., SAN MIGUEL, A., 2000. Biomass of root and shoot systems of *Quercus coccifera* shrublands in Eastern Spain. *Annals of Forest Science* 57: 803-810.
 50. CAPELO, J., 2003. *Conceitos e métodos da fitossociologia. Formulação contemporânea e métodos numéricos de análise de vegetação*. Estação Florestal Nacional e Sociedade Portuguesa de Ciências Florestais, Lisboa.
 51. CARCAILLET, C., BARAKAT, H.N., PANAIOTIS, C., LOISEL, R., 1997. Fire and late-Holocene expansion of *Quercus ilex* and *Pinus pinaster* on Corsica. *Journal of Vegetation Science* 8: 45-94.
 52. CARREIRA, J.A., SANCHEZ-VAZQUEZ, F., NIEL, F.X., 1992. Short-term and smallscale patterns of post-fire regeneration in a semi-arid dolomitic basin of Southern Spain. *Acta Oecologica* 13(3): 241-253.
 53. CASTRO, H. I. F., 2008. *Effects of land use change on plant composition and ecosystem functioning in an extensive agro-pastoral system: plant functional traits and ecosystems processes*. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade de Coimbra.
 54. CASTROVIEJO, S., LAÍNZ, M., LOPES-GONZÁLEZ, G., MONSERRAT, P., MUÑOZ-GARMENDIA, F., PAIVA, J., VILLAR, L. (Eds.) 1986, 1990, 1993, 1997. *Flora Iberica Vol. I-VIII*. Real Jardín Botánico, Madrid.
 55. CATRY, F., BUGALHO, M., SILVA, J., 2007. *Recuperação da floresta após o fogo: O caso da Tapada Nacional de Mafra*. CEABN-ISA, Lisboa.
 56. CEEM, 1996. *A região de Évora numa perspectiva de Ecologia da Paisagem*. Relatório Final do Programa STRIDE-Amb. 12, Universidade de Évora.
 57. CENDRERO, A., DIAZ DE TERAN, J. R., 1987. The environmental map system of the University of Cantabria, Spain. In ARNDT, P., LUTTIG, G. W. (Eds.), *Mineral resources extraction, environmental protection and land-use planning in the industrial and developing countries*, E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart, pp 149-181.
 58. CHAPIN, F.S. III, BRET-HARTE, M.S., HOBBI, S.E., ZHONG, H., 1996. Plant functional types

- as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. *Journal of Vegetation Science* 7: 347-404.
59. CLEMENTE, A. S., REGO, F. C., CORREIA, O. C., 2005. Growth, water relations and photosynthesis of seedlings and resprouts after fire. *Acta Oecologica* 27: 233-243.
 60. CNR, 2005. *Orientações estratégicas para a recuperação das áreas ardidas em 2003 e 2004*. Equipa de Reflorestação, Conselho Nacional de Reflorestação, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e das Florestas, MADRP, Lisboa.
 61. CODY, M.L., 1975. Towards a theory of continental species diversities: bird distributions over Mediterranean habitat gradients. In CODY, M.L., DIAMOND, J.M. (Eds.), *Ecology and Evolution of Communities*, Belknap Press, Harvard, pp. 214-257.
 62. CODY, M.L., 1993. Bird diversity components within and between habitats in Australia. In RICKLEFS, R.E., SCHLUTER D. (Eds.), *Species Diversity in Ecological Communities: historical and geographical perspectives*, University of Chicago Press, Chicago, pp. 147-158.
 63. COLWELL, R.K., CODDINGTON, J.A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society, London B* 345: 101-118.
 64. CORREIA, O., CLEMENTE, A., 2001. O Fogo. Um mal necessário?. *Revista Ciência*, VII(2): 3-13.
 65. COUTINHO, J. M. P., 2009. *Incêndios florestais: causas e atitudes*. Númena, Porto Salvo.
 66. COVINGTON, W. W., SACKETT, S. S., 1986. Effect of periodic burning on soil nitrogen concentrations in ponderosa pine. *Soil Science Society of America Journal* 50(2): 452-457.
 67. CROW, T. R., BUCKLEY, D. S., NAUERTZ, E. A., ZASADA, J. C., 2002. Effects of management on the composition and structure of northern hardwood forests in upper Michigan. *Forest Science* 48: 129-145.
 68. CRRAA, 2006. *Orientações para a recuperação das áreas ardidas no Alto Alentejo em 2003*. Comissão Regional de Reflorestação do Alto Alentejo, Secretaria de Estado do Desenvolvimento Rural e das Florestas, MADRP, Lisboa.
 69. DE GROOT, R. S., 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making*. Wolters Noordhoff BV, Groningen, The Neth.
 70. DE GROOT, R., 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes. *Landscape and Urban Planning* 75: 175-186.
 71. DE LUIS, M., BAEZA, M. J., RAVENTÓS, J., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., 2004a. Fuel characteristics and fire behaviour in mature Mediterranean gorse shrublands. *International Journal of Wildland Fire* 13: 79-87.
 72. DE LUIS, M., RAVENTÓS, J., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., 2006. Post-fire vegetation

- succession in Mediterranean gorse shrublands. *Acta Oecologica* 30: 54-61.
73. DE LUIS, M., RAVENTÓS, J., CORTINA, J., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., SÁNCHEZ, J. R., 2004b. Fire and torrential rainfall: effects on the perennial grass *Brachypodium retusum*. *Plant Ecol.* 173, 225–232.
74. DECOQ, G., AUBERT, M., DUPONT, F., ALARD, D., SAGUEZ, R., WATTEZ-FRANGER, A., DE FOUCAULT, B., DELELIS-DUSOLLIER, A., BARDAT, J., 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41: 1065-1079.
75. DELGADO, A., 2001. *Efeitos do fogo controlado nas populações de vertebrados*. Projecto-piloto – O fogo controlado na prevenção de incêndios florestais no Perímetro de Entre Vez e Coura, Jornadas Técnicas para Divulgação de Resultados, Ponte de Lima, DRAEDM/EFN/CEABN-ISA/UTAD, pp. 9-12.
76. DELITTI, W., FERRAN, A., TRABAUD, L., VALLEJO, V. R., 2004. 2005. Effects of Fire Recurrence in *Quercus coccifera* L. Shrublands of the Valencia Region (Spain): I. Plant Compositions and Productivity. *Plant Ecology*, 177(1): 57-70.
77. DELL, B., HOPKINS, A.J.M., LAMONT, B.B. (Eds.), 1986. *Resilience in mediterranean-type ecosystems*. Junk, Dordrecht.
78. DGRF, 2007. *Estratégia Nacional para as Florestas*. DGRF-INCM, Lisboa.
79. DIADEMA, K., MEDAIL, F., BRETAGNOLLE, F., 2007. Fire as a Control Agent of Demographic Structure and Plant Performance of a Rare Mediterranean Endemic Geophyte. *Comptes Rendus Biologies*, 330, 691-700.
80. DIAS, J. C., 2008. Perspectivas da silvopastorícia na serra do Algarve. O contributo dos caprinos In MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Coord.), *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*. ISA Press, Lisboa, pp. 197-210.
81. DÍAZ, S., CABIDO, M., 1997. Plant functional types and ecosystem function in relation to global change. *Journal of Vegetation Science* 8: 463-474.
82. DÍAZ, S., CABIDO, M., ZAK, M., MARTÍNEZ CARRETERO, M., ARANÍBAR, J., 1999. Plant functional traits, ecosystem structure, and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science* 10: 651-660.
83. DÍAZ-DELGADO, R., LLORET, F., PONS, X., TERRADAS, J., 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* 83: 2293-2303.
84. DICE, L.R., 1945. Measures of the amount of ecological association between species. *Ecology* 26: 297-302.
85. DUGUY, B., VALLEJO, R., 2008. Land-use and fire history effects on post-fire vegetation dynamics in eastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 19: 97-108.
86. ELORRIETA, I., REY, C., 2004. *Mechanisms for the internalisation of the environmental benefits of forests and their application to forest fire prevention*. II Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía contra Incendios Forestales,

Córdoba.

87. EUGENIO, M., LLORET, F., 2004. Fire recurrence effects on the structure and composition of Mediterranean *Pinus halepensis* communities in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Ecoscience* 11: 446-454.
88. FARACO, A.M., FERNÁNDEZ, F., MORENO, J.M., 1993. Post-fire vegetation dynamics of pine woodlands and shrublands in Sierra de Gredos, Spain. In TRABAUD, L., PRODON, R. (Eds.), *Fire in Mediterranean ecosystems, Ecosystems research report 5.* Commission of the European Communities, Brussels-Luxembourg, pp. 101-112.
89. FERNANDES, J. P., 1991. *Modelo de Caracterização e Avaliação Ambiental Aplicável ao Planeamento (ECOGIS/ECOSAD)*. Tese de Doutoramento, FCT- NL, Lisboa.
90. FERNANDES, J. P., 2007. *Biomass for energy production: implications for biodiversity and environment (the European scenario)*. 15 th Annual Conference of the European Environment and Sustainable Development Advisory Councils (EEAC), Évora.
91. FERNANDES, J. P., GUIOMAR, N., SOARES, A. P., 2005a. *Geometries in Landscape Ecology*. European IALE Congress 2005, Faro.
92. FERNANDES, J. P., GUIOMAR, N., SOARES, A. P., TCHERKEZOVA, E., NEVES, N., 2005b. *GIS Basic Geometries in LACOPE: Landscape Development, Biodiversity and Co-operative Livestock Systems in Europe*. [CD-rom] Proceedings do GIS Planet 2005, Estoril.
93. FERNANDES, J. P., NEVES, N., GUIOMAR, N., SOARES, A. P., 2002. *Relatório sobre os estudos desenvolvidos na Universidade de Évora sobre a estrutura ecológica do território envolvente das Áreas em estudo entre a ZPE do Estuário do Tejo, a ZPE de Comporta Galé e a ZPE de Cabrela B4-3200/98/499*. Universidade de Évora.
94. FERNANDES, P., 1997. O uso da técnica de fogo controlado. *Revista Florestal* X(1): 69-76.
95. FERNANDES, P., BOTELHO, H., REGO, F., 2005. A piroecologia do Pinheiro bravo. *Silva Lusitana* 13(2): 233-248.
96. FERRAN, A., DELITTI, W., VALLEJO, V. R., 2005. Effects of Fire Recurrence in *Quercus coccifera* L. Shrublands of the Valencia Region (Spain): II. Plant and Soil Nutrients. *Plant Ecology*, 177(1): 71-83.
97. FERRAN, A., SERRASOLSAS, I., VALLEJO, R., 1992. Soil Evolution after FIRE in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* Forests. In A. Teller, P. Mathy, e N. R. Jeffero (Eds.), *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Commission of the European Communities, Elsevier Applied Science, pp. 397-404.
98. FERRAN, A., VALLEJO, R., 1998. Long-term regeneration after wildfires in Mediterranean ecosystems of NE Spain. In TRABAUD, L. (Ed.), *Fire management and landscape ecology*, International Association of Wildland Fire. Fairland, Washington, pp. 155-166.
99. FERRANDIS, P., HERRANZ, J.M., MARTINEZ-SANCHEZ, J.J., 1999. Effect of fire on hard-coated *Cistaceae* seed banks and its influence on techniques for quantifying seed

- banks. *Plant Ecology* 144: 103-114.
100. FINNEY, M. A., 2004. *Theory and evidence of landscape fuel treatment effects*. USDA Forest Services.
101. FLOYD, T. M., RUSSELL, K. R., MOORMAN, C. E., VAN LEAR, D. H., GUYNN, D. C., LANHAM, J. D., 2002. Effects of prescribed fire on herpetofauna within hardwood forests of the Upper Piedmont of South Carolina: a preliminary analysis. In OUTCALT, K. W. (ed.) *Proceedings of the eleventh biennial southern silvicultural research conference*. General Technical Report SRS-48. Asheville, USDA Forest Service, Southern Research Station, pp. 123-127.
102. FORD, W. M., MENZEL, M. A., MCGILL, D. W., LAERM, J., MCCAY, T. S., 1999. Effects of a community restoration fire on small mammals and herpetofauna in the Southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 114: 233-243.
103. FORMAN, R. T. T., GODRON, M., 1986. *Landscape Ecology*. J. Wiley and Sons. New York. pp. 619.
104. FRANCO, J. A., 1971, 1984. *Nova flora de Portugal (Continente e Açores) Vol. I, II*. Edição de Autor, Lisboa.
105. FRANCO, J. A., AFONSO, M. L. R., 1994, 1998, 2003. *Nova flora de Portugal (Continente e Açores) Vol. III (fasc. I-III)*. Escolar Editora, Lisboa.
106. FRANKLIN, J. F., 1993. Preserving biodiversity – species, ecosystems, or landscapes. *Ecological Applications* 3: 202-205.
107. GAGAN, A. B., 2002. *The effects of prescribed fire on millipede and salamander populations in a southern Appalachian deciduous forest*. MS Thesis, Eastern Tennessee University, Johnson City.
108. GASTON, K., 1996. What is biodiversity? In GASTON, K. (Ed.) *Biodiversity - A Biology of Numbers and Difference*. Blackwell Science, UK, pp. 1-9.
109. GASTON, K. J., BLACKBURN, T. M., 2000. *Pattern and Process in Macroecology*. Blackwell Science, Oxford.
110. GASTON, K. J., RODRIGUES, A. S., VAN RENSBURG, B. J., KOLEFF, P., CHOWN, S. L., 2001. Complementary representation and zones of ecological transition. *Ecology Letters* 4: 4-9.
111. GASTON, K. J., WILLIAMS, P. H., 1996. Spatial patterns in taxonomic diversity. In GASTON, K.J. (Ed.), *Biodiversity: a biology of numbers and difference*. Blackwell Science, Oxford, pp. 202-229.
112. GÉHU, J., RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. In Dierschke, H. (Ed.), *Syntaxonomie*, pp. 5-33. J. Cramer Ed., Vaduz.
113. GILL, A.M., 1981. Adaptative responses of Australian vascular plant species to fire. In GILL, A.M., GROVES, R.H., NOBLE, R.I. (Eds.), *Fire and the Australian biota*, Australian Academy of Sciences, Canberra, pp. 243-272.
114. GILLIAM, F. S., ROBERTS, M. R., 1995. Impacts of forest management on plant diversity.

Ecological Applications 5: 911-912.

115. GÓMEZ, J., GUZMÁN, A., 2004. *Integral plan for the prevention of forest fires in Spain in the case of the Community of Valencia*. II Simposio Internacional sobre Políticas, Planificación y Economía contra Incendios Forestales, Córdoba.
116. GREEN, L. R., 1977. *Fuelbreaks and other fuel modification for wildland fire control*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook 499.
117. GREEN, L. R., NEWELL, L. A., 1982. *Using goats to control brush regrowth on fuelbreaks*. USDA General Technical Report PSW-59, Berkeley, California.
118. GUIOMAR, N., FERNANDES, J. P., 2009. *Minimización de impactos a corto plazo tras incendio: la importancia de las técnicas de Bioingeniería*. [CD-Rom] Bioingeniería, Paisatge i Territori – II Congrés de SPV i VI Congrés de la Associació de Ingenieria del Paisaje, Girona.
119. GUIOMAR, N., FERNANDES, J. P., MOREIRA, M. B., 2007a. *A multifuncionalidade do território na gestão do risco de incêndio florestal*. [CD-Rom] Actas do III Congresso de Estudos Rurais, SPER, Universidade do Algarve, Faro.
120. GUIOMAR, N., FERNANDES, J. P., NEVES, N., 2007b. *Modelo de análise espacial para avaliação do carácter multifuncional do espaço*. [CD-Rom] Actas do III Congresso de Estudos Rurais, SPER, Universidade do Algarve, Faro.
121. GUIOMAR, N., RAMALHO, C., 2006. Defensa del sector forestal en Portugal contra los incendios forestales. *EuropaCork*, IV(28): 24-29.
122. GUIOMAR, N., RAMALHO, C., PINHO, J., PAULO, S., MARTINS, J., 2006. *Análise de padrões espaciais em SIG para a implementação de faixas e mosaicos de gestão de combustíveis florestais – Contributos metodológicos para a definição da rede de defesa da floresta contra incêndios*. [CD-Rom] Proceedings do ESIG 2006, USIG, Oeiras.
123. HAINES-YOUNG, R. H., POTSCHEIN, M. B., 2002. Multifunctionality and value. In Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (Eds.), *Multifunctional landscapes: interdisciplinary approaches to landscape research and management*, Centre for Landscape Research, Roskilde, pp. 111-118.
124. HANES, T.L., 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.
125. HANES, T., 1977. California chaparral. In BARBOUR, M.G., MAJOR, J. (Eds.), *Terrestrial vegetation of California*, Wiley, New York, pp. 417-470.
126. HARRISON, S., ROSS, S. J., LAWTON, J. H., 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.
127. HARTE, J., KINZIG, A. P., 1997. On the implications of species-area relationships for endemism, spatial turnover, and food web patterns. *Oikos* 80: 417-427.
128. HEILIG, G. K., 2002. *The multifunctional use of landscapes: some thoughts on the diversity of land use in rural areas of Europe*. 2nd Expert Meeting on European Land

Use Scenarios European Environmental Agency, Copenhagen, Denmark.

129. HERRANZ, J.M., FERRANDIS, P., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J., 2000. Influence of heat on seed germination of nine woody Cistaceae species. *International Journal of Wildland Fire* 9: 173-182.
130. IBAÑEZ, J., SANCHEZ, J. J. M., SANZ, J. M. H., 1991. Impacto Ecológico de los Incendios Forestales. *Al-Basit: Revista de estudios albacetenses*, 29: 105-117.
131. IVENS, G.W., 1978. *Some aspects of seed ecology of gorse*. Proceedings of the 31st New Zealand Weed and Pest Control Conference, pp. 53-57.
132. JACCARD, P., 1912. The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist* 11: 37-50.
133. JACKSON, M., ROERING, J. J., 2009. Post-fire geomorphic response in steep, forested landscapes: Oregon Coast Range, USA. *Quaternary Science Reviews* 28: 1131-1146.
134. JUHREN, M.C., 1966. Ecological observations on *Cistus* in the Mediterranean vegetation. *Forest Sciences* 12: 415-426.
135. KAZANIS, D., ARIANOUTSOU, M., 1996. Vegetation composition in a post-fire successional gradient of *Pinus halepensis* forests in Attica, Greece. *International Journal of Wildland Fire* 6(2): 83-91.
136. KEELEY, J. E., 1986. Resilience of Mediterranean shrub communities to fire. In Dell, B., Hopkins, A. J. M., Lamont, B. B. (Eds.), *Resilience in Mediterranean type ecosystems*. Dr. W Junk, Dordrecht, pp. 95-112.
137. KEELEY, J.E., 1995. Seed-germination patterns in fire-prone Mediterranean-climate regions. In ARROYO, M.T.K., ZEDLER, P.H., FOX, M.D. (eds.), *Ecology and biogeography of mediterranean ecosystems in Chile, California, and Australia*. Springer-Verlag, New York, pp. 239-273.
138. KEELEY, J. E., FOTHERINGHAM, C. J., BAER-KEELEY, M., 2006. Demographic patterns of postfire regeneration in Mediterranean-climate shrublands of California. *Ecological Monographs* 76: 235-255.
139. KENT, M., COKER, P., 1992. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. John Willey & Sons, Chichester.
140. KEYSER, P. D., SAUSVILLE, D. J., FORD, W. M., SCHWAB, D. J., BROSE, P. H., 2004. Prescribed fire impacts to amphibians and reptiles in shelterwood-harvested oak-dominated forests. *Virginia Journal of Science* 55: 159-168.
141. KLEYER, M., 1999. Distribution of plant functional types along gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. *Journal of Vegetation Science* 10: 697-708.
142. KOLEFF, P., GASTON, K. J., LENNON, J. J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
143. LANDE, R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.

144. LANDSBERG, J., LAVOREL, S. & STOL, J. 1999. Grazing response groups among understorey plants in arid rangelands. *Journal of Vegetation Science* 10: 683-696.
145. LARSEN, J. B., 2005. Functional forests in multifunctional landscapes – Restoring the adaptive capacity of landscapes with forests and trees. In Veltheim, T., Pajari, B. (Eds.), *Forest landscape restoration in Central and Northern Europe*. EFI Proceedings, n.º 53, pp. 97-102.
146. LAVOREL, S., MCINTYRE, S., LANDSBERG, J., FORBES, T. D. A., 1997. Plant functional classification: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12: 474-478.
147. LAVOREL, S., ROCHETTE, C., LEBRETON, J.D., 1999. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old field. *Oikos* 84: 480-498.
148. LE HOUÉROU, H.N., 1977. Fire and vegetation in North Africa. In MOONEY, H.A., CONRAD, C.E. (Eds.), *Symposium on the environmental consequences of fire and fuel management in Mediterranean ecosystems*. USDA Forest Service General Technical Report WO-3, Washington D.C, pp. 334-341.
149. LENNON, J.J., KOLEFF, P., GREENWOOD, J.J.D., GASTON, K.J., 2001. The geographical structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology* 70: 966-979.
150. LLORET, F., 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 9: 417-430.
151. LLORET, F., PAUSAS, J. G., VILÀ, M., 2003. Responses of Mediterranean Plant Species to different fire frequencies in Garraf Natural Park (Catalonia, Spain): field observations and modelling predictions. *Plant Ecology* 167: 223-235.
152. LLORET, F., VILÀ, M., 1997. Clearing of vegetation in Mediterranean garrigue: response after a wildfire. *Forest Ecology and Management* 93: 227-234.
153. LLORET, F., VILÀ, M., 2003. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. *Journal of Vegetation Science* 14: 387-398.
154. LUIS-CALABUIG, E., TÁRREGA, R., CALVO, L., MARCOS, E., 2000. History of landscape changes in northwest Spain according to land use and management. In TRABAUD, L. (ed.), *Life and environment in the Mediterranean*. Wit Press, Southampton, pp. 43-86.
155. MADRIGAL, J., MARTÍNEZ HERRAZ, E., HERNANDO, C., GUJARRO, M., DÍEZ, C., VEJA, J. A., PÉREZ-GOROSTIAGA, P., FONTURBEL, T., CUIÑAS, P., ALONSO, M., BELOSO, M. C., 2004. Respuesta a Corto Plazo del Regenerado Post-Incendio de *Pinus pinaster* Ait. A Clareos Mecanizados Intensos. *Silva Lusitana*, 12(1): 1-14.
156. MADRP, 2005. *Orientações para uma Estratégia de Desenvolvimento Rural*. MADRP, Lisboa.
157. MAGURRAN, A. E., 1991. *Ecological diversity and its measurement*. Chapman and Hall,

London.

158. MALANSON, G. P., TRABAUD, L., 1988. Vigour of Post-Fire Reprouting by *Quercus coccifera* L. *Journal of Ecology*, 76: 351-365.
159. MALATO-BELIZ, J., 1958. *A fitossociologia e as zonas económicas da cultura do trigo*. Tipografia Alcobacense, Alcobaca.
160. MALATO-BELIZ, J., 1982. *A Serra de Monchique: Flora e vegetação*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico, Lisboa.
161. MASSON, P., 1995. Influence of sylvopastoral management on the functioning of the cork-oak forest. *Options Mediterraneennes* 12: 175-178.
162. MCINTYRE, S., LAVOREL, S., 2001. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. *Journal of Ecology* 89: 209-226.
163. MCINTYRE, S., LAVOREL, S., LANDSBERG, J., FORBES, T.D.A., 1999. Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional traits. *Journal of Vegetation Science* 10: 621-630.
164. MCINTYRE, S., LAVOREL, S., TREMONT, R.M., 1995. Plant lifehistory attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *Journal of Ecology* 83: 31-44.
165. MDNR, 2007. *A handbook for collecting vegetation plot data in Minnesota: The relevé method*. Minnesota County Biological Survey, Minnesota Natural Heritage and Nongame Research Program, and Ecological Land Classification Program. Biological Report 92, Minnesota Department of Natural Resources, St. Paul.
166. MEDUNA E., BERGAMINI, A., FERNANDEZ-GONZALES, F., 2003. LACOPE: Sampling protocol for vascular plants. In Scheidegger, C. (Eds.), *Ecological functional indicators for regional and supra-regional analyses*. Deliverable 4.1 – Unpublished report, Project LACOPE-Landscape Development, Biodiversity and co-operative Livestock Systems in Europe (Contract EVK2-CT-2002-00150). Stuttgart.
167. MERRIAM, K. E., KEELEY, J. E., BEYERS, J. L., 2007. *The role of fuel breaks in the invasion of nonnative plants*. Scientific Investigations Report 2006-5185, USGS, Virginia.
168. MITCHELL, R.J., MARRS, R.H., LE DUC, M.G., AULD, M.H.D., 1999. A study of the restoration of healthland on successional sites: changes in vegetation and soil chemical properties. *Journal of Applied Ecology* 36: 770-783.
169. MONTÈS, N., BALLINI, C., BONIN, G., FAURES, J., 2004. A comparative study of aboveground biomass of three Mediterranean species in a post-fire succession. *Acta Oecologica* 25: 1-6.
170. MOREIRA, F., DELGADO, A., FERREIRA, S., BORRALHO, R., OLIVEIRA, N., INÁCIO, M., SILVA, J. S., REGO, F. C., 2003. Effects of prescribed fire on vegetation structure and breeding birds in young *Pinus pinaster* stands of northern Portugal. *Forest Ecology and Management* 184: 225-237.

171. MOREIRA, M. B., 2006a. O empresariado rural, a pastorícia e a prevenção dos fogos florestais. *Revista Confragri/Espaço Rural* 53: 33-35.
172. MOREIRA, M. B., 2006b. O empresariado rural, a pastorícia e a prevenção dos fogos florestais. *Revista Confragri/Espaço Rural* 54: 37-39.
173. MOREIRA, M. B., 2008. A pastorícia como prevenção dos fogos rurais: a necessidade de um novo empreendedorismo. In Moreira, M. B., Coelho, I. S. (Eds.), *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*, ISAPress, Lisboa.
174. MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Eds.), 2008. *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*, ISAPress, Lisboa.
175. MOURELLE, C., EZCURRA, E., 1997. Differentiation diversity of Argentine cacti and its relationship to environmental factors. *Journal of Vegetation Science* 8: 547-558.
176. NAVEH, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean regions. In KOZŁOWSKI, T.T., AHLGREN, C.E. (Eds.), *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401-434.
177. NAVEH, Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
178. NAVEH, Z., 2002. Introduction to the theoretical foundations of multifunctional landscapes and their application in transdisciplinary landscape ecology. In Brandt, J., Tress, B., Tress, G. (Eds.), *Multifunctional landscapes: interdisciplinary approaches to landscape research and management*, Centre for Landscape Research, Roskilde, pp. 27-43.
179. NAVEH, Z., LIEBERMAN, A., 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.
180. NE'EMAN, G., IZHAKI, I., 1999. The effect of stand age and microhabitat on soil seed banks in Mediterranean Aleppo pine forests after fire. *Plant Ecology* 144: 115-125.
181. NEARY, D. G., 2009. Post-wildland fire desertification: can rehabilitation treatments make a difference? *Fire Ecology* 5(1): 129-144.
182. NEFF, J. C., HARDEN, J. W., GLEIXNER, G., 2005. Fire effects on soil organic matter content, composition, and nutrients in boreal interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2178-2187.
183. NEVES, N., 2000. *GEOMETA – Elementos Mínimos Geográficos para Análise Territorial e Ambiental*. [CD-Rom] Projecto Coordenação de SIGs e dos IOT para o Desenvolvimento dos Espaços Rurais de Baixa Densidade, AMDE, Évora.
184. NEVES, N., CONDESSA, B., 1993. *Sistemas de suporte à decisão em planeamento municipal*. ESIG 1993 – II Encontro sobre Sistemas de Informação Geográfica, USIG, Estoril.
185. NEVES, N., CONDESSA, B., JULIÃO, R., 2001a. *GEOMETA – Geographical Minimal Elements for Environmental and Territorial Analysis*. 16th ESRIEMEA User Conference, Lisboa.

186. NEVES, N., GUEAU, C., RODRIGUES, A., 1997. Interoperable WWW toolkit for municipal planning. In Machado, J. R., Ahern, J. (Eds.), *Environmental challenges in an expanding urban world*, FCT-UNL/CNIG, Lisboa.
187. NEVES, N., JULIÃO, R., CONDESSA, B., FONSECA, A., SANTOS, H., 2001b. *Modelo de Dados do Projecto GEOMETa e a sua utilização em Análise Exploratória de Relações Espaciais*. [CD-Rom] ESIG 2001, Oeiras.
188. NIEMELÄ, J., 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 115: 127-134.
189. NOBLE, I.R., SLATYER, R.O., 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
190. OJEDA, F., MARANON, T., ARROYO, J., 1996. Postfire regeneration of a Mediterranean heathland in southern Spain. *International Journal of Wildland Fire* 6: 191-198.
191. OLIVEIRA, J. M. C., BAÇÃO, F., 1999. A Análise de *Clusters*: Os Métodos e as Técnicas. In M. J. Ferreira (Eds.), *Metodologias de Análise Regional: A Análise Factorial e de Clusters*. Centro de Estudos de Geografia e Planeamento Regional, Universidade Nova de Lisboa.
192. OMI, P.N., 1979. Planning future fuelbreak strategies using mathematical modeling techniques. *Environmental Management* 3(1): 73-80.
193. PAUSAS, J.G., 1997. Resprouting of *Quercus suber* in NE Spain after fire. *Journal of Vegetation Science* 8: 703-706.
194. PAUSAS, J. G., 1999. Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: A simulation approach. *Journal of Vegetation Science* 10: 717-722.
195. PAUSAS, J. G., 1999. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecology* 140: 27-39.
196. PAUSAS, J. G., 2003. The effect of landscape pattern on Mediterranean vegetation dynamics: A modelling approach using functional types. *Journal of Vegetation Science* 14: 365-374.
197. PAUSAS, J. G., BRADSTOCK, R. A., KEITH, D. A., KEELEY, J. E., GCTE FIRE NETWORK, 2004a. Plant functional traits in relation to fire in crown-fire ecosystems. *Ecology* 85: 1085-1100.
198. PAUSAS, J. G., CARBÓ, E., CATURLA, R. N., GIL, J. M., VALLEJO, R., 1999. Post-fire regeneration patterns in the eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica* 20(5): 499-508.
199. PAUSAS, J., LAVOREL, S., 2003. A hierarchical deductive approach for functional types in disturbed ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 14: 409-416.
200. PAUSAS, J.G., RIBEIRO, E., VALLEJO, V.R., 2004. Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 203:

- 251-259.
201. PAUSAS, J. G., VALLEJO, R., 1999. The role of fire in European Mediterranean Ecosystems. In Chuvieco, E. (Ed.), *Remote sensing of large wildfires in the European Mediterranean basin*, Springer-Verlag, Berlin, pp. 3-16.
202. PEREIRA, M. M. D., 1993. *Esquema de uma monografia fitossociológica*. Universidade de Évora, Évora.
203. PEREIRA, M. M. D., GUIOMAR, N., 2009. *Os estádios de recuperação de áreas ardidadas em sobeirais do Sul de Portugal (Alentejo e Algarve)*. XXII Jornadas Internacionales de Fitosociología, Alicante.
204. PIELOU, E.C., 1984. *The Interpretation of Ecological Data*. Wiley Interscience, New York.
205. PIGNATTI, S., 1978. Evolutionary Trends in Mediterranean Flora and Vegetation. *Vegetatio*, 37(3): 175-185.
206. PIMENTEL, C. A. S., 1888. *Pinhaes, soutos e montados: cultura, tratamento e exploração d'estas mattas*. Adolpho, Modesto e C.^a Impressores, Lisboa.
207. PINHO, J. R., 2005. *Instrumentos de ordenamento do território, de planeamento florestal e zonas de intervenção florestal*. Seminário Interno da Direcção-Geral dos Recursos Florestais, Lousã.
208. PINTO-CORREIA, T., BREMAN, B., JORGE, V., DNEBOSKÁ, M., 2006. *Estudo sobre o abandono em Portugal Continental – Análise das dinâmicas da ocupação do solo, do sector agrícola e da comunidade rural: Tipologia de áreas rurais*. Universidade de Évora.
209. PINTO-CORREIA, T., VOS, W., 2004. Multifunctionality in Mediterranean landscapes – past and future. In Jongman, R. (Ed.), *The new dimensions of the European landscape*. Wageningen EU Frontis Series, Springer, pp. 135-164.
210. PINTO GOMES, C., 2001. O interesse das séries de vegetação na prevenção de incêndios florestais. In MAI, A *Floresta, que Futuro? Conferência Nacional sobre a Prevenção e Investigação de Incêndios Florestais*. MAI-SEAMAI, INA, Évora, pp. 145-156.
211. PLANA, E., CERDAN, R., CASTELLNOU, M., 2005. Developing firebreaks. In MANSOURIAN, S., VALLAURI, D., DUDLEY, N. (Eds.), *Forest restoration in landscapes: beyond planting trees*, Springer, New York, pp. 269-273.
212. PONS, A., QUÈZEL, P., 1985. The History of the Flora and Vegetation and Past and Present Human Disturbance in the Mediterranean Region. In Gómes-Campo, C. (Ed.), *Plant Conservation in the Mediterranean Area*. Geobotany 7, Dr. W. Junk Publishers. Dordrecht, The Netherlands, pp. 25-43.
213. PUENTES, M.A., PEREIRA, J., CASAL, M., 1987. Dinámica de la población de plántulas de *Ulex europaeus* L. tras incendio y su relación con la microtopografía. *Studia Oecologica* VI: 135-148.

214. PURDON, M., BRAIS, S., BERGERON, Y., 2004. Initial response of understorey vegetation to fire severity and salvage-logging in the southern boreal forest of Québec. *Applied Vegetation Science* 7: 49-60.
215. RAMALHO, C, e GUIOMAR, N., 2005. *ZIF: Características e vantagens*. Seminário sobre a Gestão dos Recursos Naturais e as Populações no séc. XXI: Floresta Habitada é Floresta Viva, Portalegre.
216. RAPP, M., SANTA REGINA, I., RICO, M., GALLEGU, H.A., 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. *Forest Ecology and Management* 119: 39-49.
217. RAUNKIAER, C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford.
218. RIBEIRO, S., CARAÇA, R., FERNANDES, J. A., 2005. *Análise da diversidade florística em diferentes regimes de pastoreio no Baixo-Alentejo*. XX Jornadas de Fitosociologia. Libro de resúmenes: 119. Universidade de Málaga. Málaga.
219. RIGOLOT, E., LAMBERT, B., PONS, P., PRODON, R., 2002. Management of a mountain rangeland combining periodic burnings with grazing: impact on vegetation. In TRABAUD, L., PRODON, R. (Eds.), *Fire and biological processes*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 325-337.
220. RIVAS-MARTÍNEZ, S., 1976. Sinfitosociologia, una nueva metodología para el estudio del paisaje vegetal. *Anales del Instituto Botánico A. J. Cavanilles* 33(1): 178-188.
221. RIVAS-MARTÍNEZ, S., 2005. Notions on dynamic-catenal phytosociology as a basis of landscape science. *Plant Biosystems* 2: 135-144.
222. ROBERTS, M. R., GILLIAM, F. S., 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management. *Ecological Applications* 5: 969-977.
223. ROBICHAUD, P. R., BEYERS, J. L., NEARY, D. G., 2000. *Evaluating the effectiveness of post-fire rehabilitation treatments*. USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-63.
224. ROBICHAUD, P. R., WAGENBRENNER, J. W., BROWN, R. E., WOHLGEMUTH, P. M., BEYERS, J. L., 2008. Evaluating the effectiveness of contour-felled log erosion barriers as a post-fire runoff and erosion mitigation treatment in the western United States. *International Journal of Wildland Fire* 17: 255-273.
225. RODRIGO, A., RETANA, J., PICO, F. X., 2004. Direct regeneration is not the only response of Mediterranean forests to large fires. *Ecology* 85: 716-729.
226. ROSÁRIO, M. C., RODRIGUES, A. G., 2004. *A multifuncionalidade como instrumento de modernidade agrária no equilíbrio Algarvia*. 4º Congresso Nacional dos Economistas Agrícolas, APDEA/Universidade do Algarve, Faro.
227. ROUTLEDGE, R.D., 1977. On Whittaker's components of diversity. *Ecology* 58: 1120-

- 1127.
228. ROWLAND, E. L., WHITE, A. S., WILLIAM, H. L., 2005. *A literature review of the effects of intensive forestry on forest structure and plant community composition at the stand and landscape levels*. Miscellaneous Publication 754, Maine Agricultural and Forest Experiment Station, the University of Maine.
229. ROY, J., SONIÉ, L., 1992. Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *Journal of Applied Ecology* 29: 647-655.
230. RUGGIERO, A., LAWTON, J.H., BLACKBURN, T.M., 1998. The geographic ranges of mammalian species in South America: spatial patterns in environmental resistance and anisotropy. *Journal of Biogeography* 25: 1093-1103.
231. SALAVESSA, J., ALMEIDA, C., 2001. *Perspectivas de certificação do queijo de cabra – Um factor de desenvolvimento da Região do Pinhal Sul*. 1º Congresso de Estudos Rurais – Território, Agricultura e Desenvolvimento, UTAD, Vila Real.
232. SANTOS, H., 2001. *Identificação e Caracterização de Unidades de Paisagem com base na Análise de Clusters - Estudo de Caso do Concelho de Tavira*. Trabalho de Fim de Curso, Universidade de Évora.
233. SANTOS, M. F. V., GUTIÉRREZ, E., VALLEJO, R., MEUNIER, I. J., CILLERO, D., 2003. Diversidade da Vegetação Pós-Incêndio em Terraços Abandonados e Ladeiras não Cultivadas em Valência – Espanha. *Revista Árvore*, 27(3): 399-405.
234. SCHILLER, G., NE'EMAN, G., KOROL, L., 1997. Post-fire vegetation dynamics in a native *Pinus halepensis* Mill. forest on Mt. Carmel, Israel. *Israel Journal of Plant Sciences* 45: 297-308.
235. SCHUMANN, M. E., WHITE, A. S., WITHAM, J. W., 2003. The effects of harvest-created gaps on plant species diversity, composition, and abundance in a Maine oak-pine forest. *Forest Ecology and Management* 176: 543-561.
236. SHANNON, C.E., WEAVER, W., 1962. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press. Urbana. IL.
237. SHMIDA, A., WILSON, M.V., 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
238. SIMPSON, E.H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
239. SIMPSON, G.G., 1943. Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science* 241: 1-31.
240. SKARPE, C., 1996. Plant functional types and climate in a southern African savanna. *Journal of Vegetation Science* 7: 397-404.
241. SØRENSEN, T.A., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter* 5: 1-34.

242. SOTO, B., LASANTA, R., DIAZ-FIERROS, F., 1997. Effects of burning on nutrient balance in an area of gorse (*Ulex europaeus* L.) scrub. *Science of the Total Environment* 204: 271-281.
243. SOUTHWOOD, T.R.E., HENDERSON, P.A., 2000. *Ecological Methods*. Blackwell Science, Oxford.
244. SPARROW, A.D., BELLINGHAM, P.J., 2001. More to resprouting than fire. *Oikos* 94(1): 195-197.
245. SPIGEL, K. M., ROBICHAUD, P. R., 2007. First-year post-fire erosion rates in Bitterroot National Forest, Montana. *Hydrological Processes* 21: 998-1005.
246. SYPHARD, A. D., YANG, J., FRANKLIN, J., HE, H. S., KEELEY, J. E., 2007. Calibrating a forest landscape model to simulate frequent fire in Mediterranean-type shrublands. *Environmental Modelling e Software* 22: 1641-1653.
247. TÁRREGA, R., ESTANISLAO, L.-C., VALBUENA, L., 2001. Eleven years of recovery dynamics after experimental burning and cutting in two *Cistus* communities. *Acta Oecologica* 22: 277-283.
248. TER BRAAK, C. J. E., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
249. TER BRAAK, C. J. F., ŠMILAUER, P., 1998. *Canoco reference manual and user's guide to canoco for Windows: software for canonical community ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA.
250. THANOS, C. A., DASKALAKOU, E. N., NIKOLAIDOU, S., 1996. Early post-fire regeneration of a *Pinus halepensis* forest on Mount Párnis, Greece. *Journal of Vegetation Science* 7: 273-280.
251. THANOS C. A., GEORGHIOU, K., 1988. Ecophysiology of fire-stimulated seed germination in *Cistus incanus* ssp. *creticus* (L.) Heywood and *C. salvifolius* L. *Plant Cell and Environment* 11: 841-849.
252. THANOS C. A., GEORGHIOU, K., KADIS, C., PANTAZI, C., 1992. Cistaceae: a plant family with hard seeds. *Israel Journal of Botany* 41: 251-263.
253. TORRAS, O., SAURA, S., 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management* 255: 3322-3330.
254. TRABAUD, L., 1983. Evolution après incendie de la structure de quelques phytocénoses méditerranéennes du Bas-languedoc (Sud de la France). *Annales des Sciences Forestières* 40(2): 177-195.
255. TRABAUD, L., 1992. Community dynamics after fire disturbance: short-term change and longterm stability. *Ekistics* 356: 287-292.
256. TRABAUD, L., 1994. Postfire plant community dynamics in the Mediterranean Basin. In Moreno, J. M., Oechel, W. C. (Eds.), *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*. Ecological Studies, Vol. 107. Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-15.

257. TRABAUD, L., 1998. Recuperación y regeneración de ecosistemas Mediterráneos incendiados. *Serie Geográfica* 7: 37-47.
258. TRABAUD, L., 2000. Seeds: their soil bank and their role in postfire recovery of ecosystems of the Mediterranean basin. In TRABAUD, L. (Ed.), *Life and environment in the Mediterranean*. Wit Press, Southampton, Boston, pp. 229-259.
259. TRABAUD, L., LEPART, J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.
260. TRABAUD, L., LEPART, J., 1981. Changes in the floristic composition of a *Quercus coccifera* L. garrigue in relation to different fire regimes. *Vegetatio* 46: 105-116.
261. TRAMMELL, T. L. E., RHOADES, C. C., BUKAVECKAS, P. A., 2004. Effects of prescribed fire on nutrient pools and losses from glades occurring within oakhickory forests of central Kentucky. *Restoration Ecology* 12: 597-604.
262. TURNER, M. G., 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systems* 20: 171-197.
263. TURNER, M. G., BAKER, W. L., PETERSON, C. J., PEET, R. K., 1998. Factors influencing succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. *Ecosystems* 1: 511-523.
264. TURNER, M. G., GARDNER, R. H., O'NEILL, R. V., 1989. *Landscape Ecology in Theory and Practice Pattern and Process*. Springer Verlag, New York.
265. TUTIN, T. G., HEYWOOD, V. H., BURGESS, N. A., VALENTINE, D. H., WALTERS, S. M., WEBB, D. A. (Eds.), 1964, 1968, 1972, 1976, 1980. *Flora Europaea I-V*. Cambridge University Press, Cambridge.
266. VALDÉS, B., TALAVERA, S., GALIANO, E. F., 1987. *Flora vascular de Andalucía occidental Vol. I-III*. Kétres Editora, Barcelona.
267. VALLEJO, R. (Ed.), 1996. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Valencia.
268. VALLEJO, R., 2000. Restoration for soil protection after disturbances. In TRABAUD, L. (Ed.), *Life and environment in the Mediterranean*. WITPress, Southampton, pp. 302-343.
269. VALLEJO, R. (Ed.), 2006. *Ferramentas e metodologias para o restauro de áreas ardidas*. Deliverable D-04-08, EUFIRELAB EVR1-CT-2002-40028.
270. VALLEJO, V. R., ALLOZA, J. A., 1998. The restoration of burned lands: the case of eastern Spain. In Moreno, J. M. (ed.), *Large forest fires*, Backhuys, Leiden, NL, pp. 91-108.
271. VALLEJO, R., CORTINA, J., VILAGROSA, A., SEVA, J. P., ALLOZA, J. A., 2003. Problemas y perspectivas de la utilización de leñosas autóctonas en la restauración forestal. In Rey-Benayas, J. M., Espigares-Pinilla, T., Nicolau-Ibarra, J. M. (Eds.), *Restauración de ecosistemas mediterráneos*, Universidad de Alcalá, Madrid, pp. 11-42.

272. VAN DER KRIFT, T.A., BERENDSE, F., 2001. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. *Journal of Ecology* 89, 555-561.
273. VANDERMAST, D. B., MOORMAN, C. E., RUSSELL, K. R., VAN LEAR, D. H., 2004. Initial vegetation response to prescribed fire in some oak-hickory forests of the South Carolina Piedmont. *Natural Areas Journal* 24: 216-222.
274. VANE-WRIGHT, R.I, HUMPHRIES, C.J, WILLIAMS, P.H., 1991. What to protect? Systematics and the agony of choice. *Biological Conservation* 55: 235-254.
275. VOGIATZAKIS, I. N., MANNION, A. M., GRIFFITHS, G. H., 2006. Mediterranean ecosystems: problems and tools for conservation. *Progress in Physical Geography* 30(2): 175-200.
276. WALDHART, R., SIMMERING, D., OTTE, A., 2004. Estimations and Prediction of Plant Species Richness in a Mosaic Landscape. *Landscape Ecology* 19: 211-226.
277. WANG, Z., NYLAND, R. D., 1993. Tree species richness increased by clearcutting of northern hardwoods in central New York. *Forest Ecology and Management* 57: 71-84.
278. WEATHERSPOON, C.P., SKINNER, C.N., 1996. Landscape-level strategies for forest fuel management. In *Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Report to Congress, Vol. II, Assessments and Scientific Basis for Management Options*. Centers for Water and Wildland Resources, University of California, Davis, pp. 1471-1492.
279. WESTMAN, W. E., O'LEARY, J. F., 1986. Measures of resilience: the response of coastal sage scrub to fire. *Vegetatio* 65: 179-189.
280. WHITE, P.S., 1979. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review* 45: 229-299.
281. WEIHER, E., BOYLEN, C.W., 1994. Patterns and prediction of α and β diversity of aquatic plants in Adirondack (New York) lakes. *Canadian Journal of Botany* 72: 1797-1804.
282. WHITTAKER, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountain ns, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
283. WHITTAKER, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
284. WHITTAKER, R. H., 1975. *Communities and Ecosystems*. Macmillan, New York.
285. WILLIAMS, P. H., 1996a. Mapping variations in the strength and breadth of biogeographic transition zones using species turnover. *Proceedings of the Royal Society, London B* 263: 579-588.
286. WILLIAMS, P.H., DE KLERK, H.M., CROWE, T.M., 1999. Interpreting biogeographical boundaries among Afrotropical birds: spatial patterns in richness gradients and species replacement. *Journal of Biogeography* 26: 459-474.
287. WILSON, E.O., 1992. *The diversity of life*. Allen Lane, The Pinguin Press, London.

288. WILSON, M.V., SHMIDA, A., 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72: 1055-1064.
289. WOODWARD, F.I., DIAMENT, A.D., 1991. Functional approaches to predicting the ecological effects of global change. *Functional Ecology* 5: 202-212.
290. YOUNG, J., WATT, A., NOWICKI, P., ALARD, D., CLITHEROW, J., HENLE, K., JOHNSON, R., LACZKO, E., MCCracken, D., MATOUCH, S., NIEMELA, J., RICHARDS, C., 2005. Towards sustainable land use: identifying and managing the conflicts between human activities and biodiversity conservation in Europe. *Biodiversity and Conservation* 14: 1641-1661.
291. ZABKIEWICZ, J.A., GASKIN, R.E., 1978. *Effect of fire on gorse seeds*. Proceedings of the 31st New Zealand Weed and Pest Control Conference, pp. 47-52.
292. ZEDLER, P. H., GAUTIER, C. R., MCMASTER, G. S., 1983. Vegetation change in response to extreme events: the effect of a short interval between fires in California chaparral and coastal scrub. *Ecology* 64: 809-818.
293. ZOONEVELD, I. S., 1989. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its applications. *Landscape Ecology* 3(2): 67-83.