

MANUAL DE BOAS PRÁTICAS DE GESTÃO DOS ESPAÇOS FLORESTAIS NA BACIA DRENANTE DA ALBUFEIRA DE CASTELO DO BODE

Contributos resultantes do projecto
“Nascentes para a Vida”

Volume V

COORDENAÇÃO:

Nuno Guiomar
João Paulo Almeida Fernandes

AUTORIA:

Nuno Guiomar
Associação Portuguesa de Engenharia Natural
Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas da Universidade de Évora

Pedro Palheiro

GIFF – Gestão Integrada de Fogos Florestais S.A.

Carlos Loureiro

GIFF – Gestão Integrada de Fogos Florestais S.A.

Carlos Rio Carvalho

ERENA – Ordenamento e Gestão de Recursos Naturais Lda.

António Salgueiro

GIFF – Gestão Integrada de Fogos Florestais S.A.

João Tomé

GIFF – Gestão Integrada de Fogos Florestais S.A.

João Paulo Almeida Fernandes

Associação Portuguesa de Engenharia Natural
Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento da Universidade de Évora
Instituto de Ciências Agrárias e Ambientais Mediterrânicas da Universidade de Évora

ÍNDICE

1. Introdução	5
2. Breve análise da evolução da ocupação do solo na envolvente da albufeira de Castelo do Bode e das principais ameaças à gestão florestal	8
3. Legislação e sistema de planeamento florestal	13
3.1 Estratégia Nacional para as Florestas	15
3.2 Plano e Sistema Nacional de Defesa da Floresta contra Incêndios	17
3.4 Planos Regionais de Ordenamento Florestal	19
3.5 Planos Municipais de Defesa da Floresta contra Incêndios	20
3.6 Zonas de Intervenção Florestal e Planos de Gestão Florestal	21
3.5.1 Processo de constituição, funcionamento e gestão de uma ZIF	23
3.5.2 Promoção de ZIF	25
3.7 Planos de Gestão Florestal	26
3.8 Planos Específicos de Intervenção Florestal	29
4. Funções dos espaços florestais e modelos gerais de silvicultura	31
4.1 Tipologia de funções associadas aos espaços florestais	31
4.2 Modelos gerais de silvicultura	35
4.3 Promoção da multifuncionalidade dos espaços florestais	39
4.4 Contributos metodológicos para avaliação da multifuncionalidade potencial do espaço	42
5. Prevenção de incêndios florestais	45
5.1 Faixas e mosaicos de parcelas de gestão de combustíveis florestais	46
5.1.1 Faixas de gestão de combustíveis	50
5.1.2 Mosaicos de parcelas de gestão de combustíveis	51
5.2 Tipologia de acções de gestão de combustíveis florestais	51
5.2.1 Métodos manuais	51
5.2.2 Métodos moto-manuais	52
5.2.3 Métodos mecânicos	52
5.2.4 Métodos químicos	54
5.2.5 Fogo controlado	54
5.2.6 Silvopastorícia	56
5.3 Comparação entre as diferentes técnicas de gestão de combustíveis	58
5.3.1 Vantagens, desvantagens e análise custo-benefício-productividade	58
5.3.2 Efeitos sobre a vegetação e horizontes de aplicação	62
5.3.3 Principais impactes sobre a biodiversidade faunística	64
5.4 Análise comparativa das acções de gestão de combustíveis executadas nas parcelas de estudo	70
5.4.1 Descrição e caracterização do combustível	70

5.4.2 Preparação das parcelas	71
5.4.3 Dados de propagação do fogo controlado	73
5.4.4 Comparação de tratamentos de combustível	74
5.4.5 Avaliação da eficácia das técnicas	76
5.4.6 Guia inicial de boas práticas e directrizes de gestão de combustíveis na envolvente da Albufeira de Castelo do Bode	79
6. Acções de minimização dos impactes pós-fogo e gestão da regeneração natural	81
6.1 Regeneração da vegetação arbustiva pós-fogo: a dominância do <i>Cistus ladanifer</i> na área de estudo	82
6.2 Faseamento das acções a desenvolver pós-incêndio florestal	84
6.2.1 Fase de diagnóstico	84
6.2.2 Fase de planeamento	85
6.2.3 Fase de execução	87
6.3 Medidas de curto prazo de minimização de impactes pós-incêndio	87
6.3.1 Colocação de resíduos orgânicos na curva de nível	87
6.3.2 Faxinagem	88
6.3.3 Sementeiras de emergência	89
6.3.4 Mulching	90
6.4 Intervenções de médio e longo prazo	90
6.4.1 Detecção e condução da regeneração natural	90
6.4.2 Preparação do terreno para plantação: armação do terreno em vala e cômoro e ripagem	91
6.4.3 Plantação de povoamentos de pinheiro-bravo	92
6.5 Alteração do uso do solo e da composição dos povoamentos	92
6.5.1 Culturas para a fauna e instalação de pastagens permanentes	92
6.5.2 Faixas de alta densidade e alteração da composição dos povoamentos	93
6.6 Gestão de galerias ripícolas	94
6. Gestão florestal e a urgência de promoção da biodiversidade	97
7.1 Medidas de avaliação da biodiversidade à escala das unidades de gestão	98
7.2 Monitorização da vegetação: metodologias de análise	101
7.2.1 Elaboração de inventários fitossociológicos	102
7.2.2 Análise das sucessões vegetais	103
7.2.3 Caracterização das espécies de acordo com atributos funcionais	104
Referências bibliográficas	108
Anexos	131

INTRODUÇÃO

As paisagens actuais são, na sua maioria, 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). No entanto, a actual degradação do espaço rural determina uma rápida diminuição do potencial produtivo, regulador e informativo dos solos, pelo que a gestão e 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 (GUIOMAR *et al.*, 2007b).

Nas últimas décadas, muitas das tradicionais paisagens multifuncionais mediterrâneas sofreram alterações profundas nas suas componentes agro e silvo-pastoris, essencialmente devido a mudanças nos métodos e nas técnicas de produção. Estes sistemas agrícolas asseguravam uma complexa rede funcional de produção que permitia, em simultâneo, cumular factores recreativos, a preservação da identidade cultural, a conservação dos recursos naturais e a qualidade ambiental (PINTO-CORREIA e VOS, 2004).

As políticas florestais actuais evidenciam preocupação com o desenvolvimento de práticas de gestão sustentável das florestas que permitam simultaneamente a exploração de bens e serviços, e a preservação dos atributos estruturais e funcionais dos ecossistemas florestais (RILEY, 1995; THOMAS *et al.*, 2006). Esta mudança de paradigma decorre essencialmente de alterações evidenciadas na estrutura e função dos ecossistemas florestais, no potencial de perda da biodiversidade, e no aumento da perigosidade de incêndio florestal associado à acumulação de combustíveis, que conduziram à necessidade de se encetarem esforços na restauração destas áreas (COVINGTON *et al.*, 1997; ALLEN *et al.*, 2002).

A estas evidências não será alheio o fenómeno relacionado com o abandono do espaço rural (BERNALDEZ, 1991; PINTO-CORREIA, 1993; MORENO *et al.*, 1998; PINTO-CORREIA *et al.*, 2006). O despovoamento verificado nas zonas rurais do interior, com tendência para ocorrer de forma mais acentuada, configura consequências sociais, económicas e ambientais graves (ALVES *et al.*, 2003) e conduziu a alterações significativas ao nível da ocupação e uso do solo, e da organização dos espaços rurais. PINTO-CORREIA *et al.* (2006) identificam um conjunto de processos de abandono que importam salientar:

- O abandono da terra afecta sobretudo áreas de actividade florestal, onde a actividade agrícola também tem tendência a perder importância;
- O abandono da agricultura afecta sobretudo as áreas peri-urbanas, acentuando a fragmentação e desorganização territorial;
- Algumas áreas não têm usos directamente produtivos, o que frequentemente se associa a abandono, sendo sobretudo áreas com condições biofísicas extremas o que limita claramente o uso.

Para PINHO *et al.* (2006), a base dos problemas relacionados com os incêndios florestais reside fundamentalmente perda de utilidade directa e abandono dos espaços silvestres. Estas alterações no uso do solo conduzem à elevada acumulação de carga de combustível, e têm potenciado o agravamento dos incêndios florestais em número, intensidade e severidade, verificando-se em determinadas localizações, a diminuição do período de recorrência (BOTELHO *et al.*, 1990; BOTELHO, 1993; SWETNAM e BETANCOURT, 1998; COVINGTON *et al.*, 2001; DUGUY, 2003; ROMERO-CALCERRADA e PERRY, 2004).

Estudos prévios efectuados (TURNER, 1989; TURNER e DALE, 1991; LLORET *et al.*, 2002; PEREZ *et al.*, 2003) mostram que o abandono agrícola e o correspondente aumento da perigosidade de incêndio florestal está relacionado com o aumento da homogeneidade espacial. Esta homogeneização do território pode estar relacionada com três factores principais:

- Reconversão das actividades agrícolas tradicionais e de vastas superfícies agro-silvo-pastoris, que compartimentavam e estruturavam o território, em povoamentos florestais mono-específicos densos e contínuos (DUGUY, 2003; GUIOMAR e RAMALHO, 2006);
- Abandono de campos de cultivo que permitem o estabelecimento de comunidades de matos contínuos em larga escala (DUGUY, 2003; SANTOS *et al.*, 2003), nomeadamente com espécies resistentes a factores de perturbação, que se instalam com rapidez e de elevada combustibilidade;
- Diminuição do período de recorrência de incêndios florestais de elevada severidade, e em grande extensão, que permitem a instalação de sucessões secundárias com espécies esclerófilas perenifólias características dos ecossistemas mediterrânicos, e que estão muitas vezes relacionadas com perturbações resultantes de acção antrópica durante largos períodos de tempo (AERTS, 1995; LUIS-CALABUIG *et al.*, 2000; VOGIATZAKIS *et al.*, 2006), e que podem estar relacionados com a ausência de auto-sucessões reportadas em diferentes comunidades vegetais dominadas por espécies germinativas (DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002; LLORET *et al.*, 2003; PAUSAS *et al.*, 2004b; RODRIGO *et al.*, 2004; DE LUÍS *et al.*, 2006).

Neste contexto as alterações no uso e ocupação do solo do solo e o fogo podem ser consideradas os dois maiores factores de mudança nas paisagens da bacia do Mediterrâneo. As condições actuais do território dependem assim fortemente de perturbações periódicas (NAVEH, 1994).

Estas perturbações têm evidentes impactes nas funções dos ecossistemas, nomeadamente nas funções de regulação, e a estratégia de restauração e protecção devem ter em consideração todos estes factores. Os incêndios florestais, para além dos danos financeiros directos que causam, também conduzem ao declínio das funções sociais da floresta e à perda de bens e serviços gerados por estes ecossistemas (ELORRIETA e REY,

2004; GUIOMAR *et al.*, 2007a). Estes impactes evidenciam a necessidade de 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.

No âmbito do Projecto "Nascentes para a Vida" foram concluídas tarefas que se encontram sintetizadas neste documento, em particular no que se refere às seguintes tarefas:

- Tarefa 3.1: Medidas a implementar ao nível das linhas de água afluentes à Albufeira de Castelo do Bode;
- Tarefa 3.2: Implementação de um programa de gestão de matos e promoção da biodiversidade na envolvente da Albufeira de Castelo do Bode;
- Tarefa 4.2: Monitorização das áreas submetidas às técnicas de gestão florestal e desenvolvimento de um conjunto de indicadores para uma gestão florestal sustentável.

Diagnosticados os incêndios florestais como um dos maiores factores de perturbação na área de estudo, é sobre este tema que incide essencialmente o exposto neste trabalho.

2. BREVE ANÁLISE DA EVOLUÇÃO DA OCUPAÇÃO DO SOLO NA ENVOLVENTE DA ALBUFEIRA DE CASTELO DÔ BODE E DAS PRINCIPAIS AMEAÇAS À GESTÃO FLORESTAL

FERNANDES (1991) refere que o uso e a ocupação do solo constituem o mais circunstancial de todos os elementos que caracterizam o espaço. Com efeito, quer se trate do coberto vegetal, quer de outra estrutura de carácter antropogénico, a sua estabilidade temporal e estrutural é baixa. As distintas ocupações e usos do território, quer as espontâneas, resultantes dos múltiplos condicionalismos biofísicos, quer as humanizadas, sejam elas actuais ou passadas, mais ou menos intensas ou com diferente expressão espacial, são determinantes, em cada parcela do território e em cada momento, para as comunidades e espécies vegetais e animais presentes, assim como da sua eventual ausência (LOUREIRO e CRUZ, 1993; VERHEYEN *et al.*, 2003; BROWN e DUH, 2004).

RADICH e ALVES (2000) distinguem três fases fundamentais de alteração das paisagens florestais. A primeira refere-se ao alastramento, predominantemente natural, do pinheiro bravo, ao emigrar das dunas litorais para o interior. A partir do século XVIII, registam-se transformações na forma de exploração do sobreiro, que passa da condição de floresta densa para montado aberto. A terceira grande modificação é proporcionada pela expansão do eucalipto, desde os anos 50 do século XX, embora a sua introdução e início de expansão já tivesse mais de um século. Segundo DAVEAU (2000) a expansão do pinheiro bravo e do eucalipto ocorreu essencialmente durante o século XX.

A análise foi efectuada para a área de estudo, através da sobreposição da Carta Agrícola e Florestal¹ (Direcção dos Serviços da Carta Agrícola), da Carta Agrícola e Florestal de Portugal – Grandes Grupos de Utilização do Solo² (Serviço de Reconhecimento e de Ordenamento Agrário) e do *CORINE Land Cover 2006*³ (Instituto Geográfico Português), permitindo assim analisar as principais alterações de uso e ocupação do solo verificadas no último século.

Dos resultados obtidos pode verificar-se que as principais alterações no primeiro período de análise (1910-1960) estão relacionadas com a expansão da área florestal (de 41 para 59%) e com a construção da Albufeira de Castelo do Bode (concluída em 1951).

¹ Publicada em 1910, à escala 1:500000, foi elaborada com base em levantamentos efectuados entre 1882 e 1905, com rectificações nas áreas de culturas arvenses e de vinhas por levantamentos de 1906 e 1907, sob a coordenação de Pedro Romano Folque.

² Publicada em 1964, esta carta, à escala 1:250000, resulta da generalização da Carta Agrícola e Florestal de Portugal, iniciada nos anos 50.

³ Informação vectorial à escala 1:100000

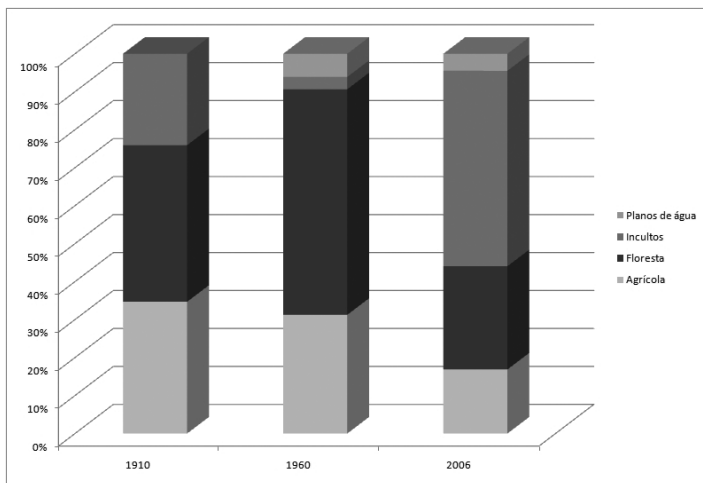


Figura 1. Evolução da ocupação do solo entre 1910 e 2006 na área de estudo

No esquema seguinte podem verificar-se as principais transições nos períodos analisados. A transição das áreas incultas para áreas florestais ocorridas no primeiro período de análise dever-se-á essencialmente à expansão do pinheiro bravo e do eucalipto.

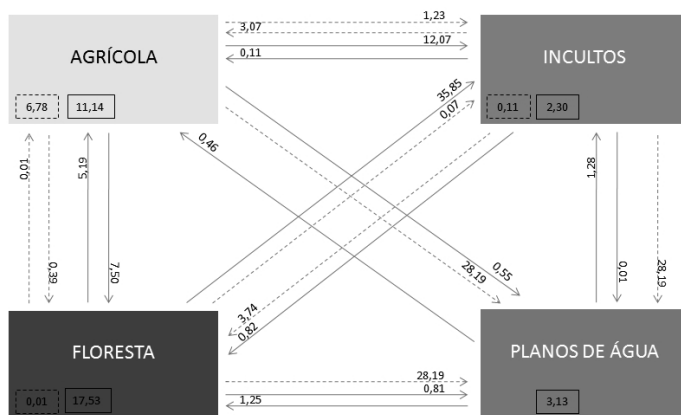


Figura 2. Matriz de transição de usos do solo entre 1910-1960 (tracejado) e 1960-2006

No segundo período de análise (1960-2006), verifica-se um aumento muito significativo das áreas de incultos. Tal estará certamente relacionado com a ocorrência de incêndios florestais. Na Figura 3 podem observar-se as áreas ardidas na área de estudo, entre 1975 e 2009.

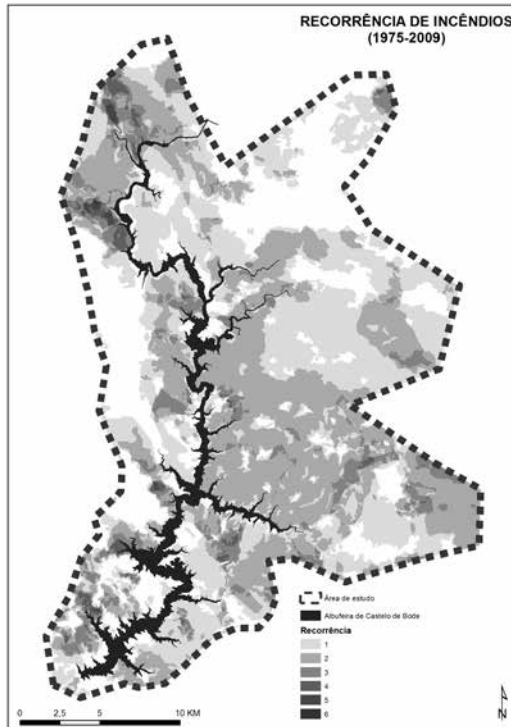


Figura 3. Áreas ardidas entre 1975 e 2009⁴

A Este da albufeira destacam-se duas grandes áreas ardidas, resultantes dos incêndios de 1986 (10837 ha) e de 2003 (43282 ha⁵). A Noroeste é registada a incidência de mais ocorrências, mas geralmente de menor dimensão.

Da sobreposição dos dados do *CORINE Land Cover* (1990, 2000 e 2006), ressalta que o crescimento das áreas de incultos teve maior incidência no último período (Figura 4), muito provavelmente como consequência do incêndio florestal de 2003. No esquema da Figura 5 pode verificar-se que grande parte do crescimento das áreas incultas aflui das áreas arborizadas.

⁴ Fontes: Departamento de Engenharia Florestal do Instituto Superior de Agronomia (1975-1989), Autoridade Florestal Nacional (1990-2009)

⁵ Área total do incêndio (Fonte: Autoridade Florestal Nacional)

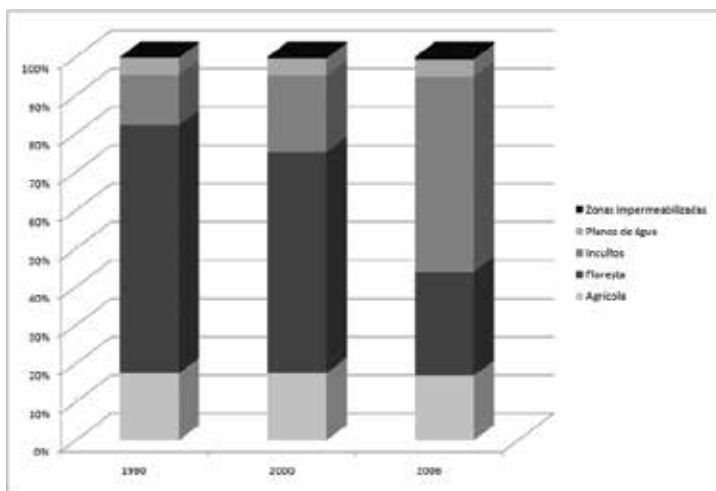


Figura 4. Evolução da ocupação do solo entre 1990 e 2006 na área de estudo

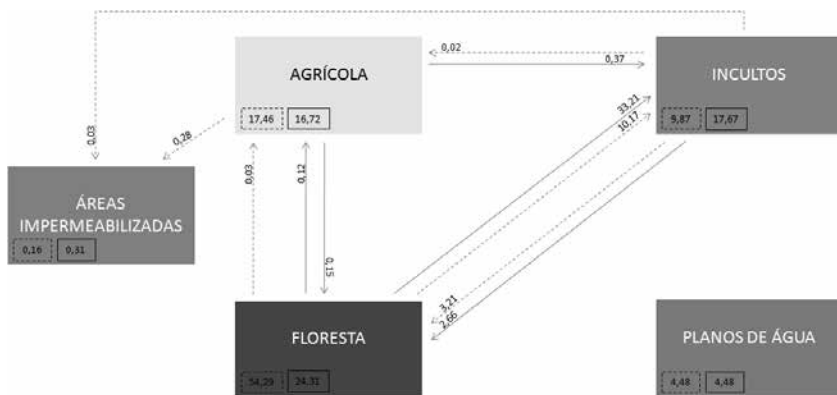


Figura 5. Matriz de transição de usos do solo entre 1990-2000 (tracejado) e 2000-2006

A par das alterações de coberto vegetal e de uso analisadas na envolvente da Albufeira de Castelo do Bode e de um dos principais factores de mudança na paisagem nos últimos anos, foram ainda identificadas algumas espécies com grande potencial invasivo que constituem graves problemas de gestão e ecológicos, e que devem ser tidas em consideração no processo de planeamento, ordenamento e gestão dos espaços florestais nesta região.

A *Acacia dealbata* Link., que segundo MARCHANTE *et al.* (2005) é provavelmente a espécie invasora mais agressiva em sistemas terrestres em Portugal Continental, encontra-se dispersa um pouco por toda a área, sendo a sua erradicação de elevada complexidade dada a sua distribuição. Foi identificada a presença de um núcleo de *Hakea sericea* Schrader, espécie que tem elevado potencial invasivo. As sementes desta espécie são libertadas quando a árvore/arbusto morre, pelo que esta característica deverá ser ponderada no planeamento de acções que visem a sua eliminação. MARCHANTE *et al.* (2005) referem que o uso do fogo pode ser utilizado para o controlo desta espécie, desde que efectuado por técnicos credenciados para o efeito. Existem ainda referências à presença da *Hakea salicifolia* (Vent.) B. L. Burtt que, de acordo com o Plano de Gestão Florestal do Perímetro Florestal do Crato⁶, se encontra em expansão e a ritmo acelerado.

⁶ Submetido ao Regime Florestal pelo Decreto n.º 45996 de 30 de Outubro de 1964, com área total de 245 ha, pertencentes à Câmara Municipal de Ferreira do Zêzere, cujo projecto de arborização foi aprovado em 1965 (GERMANO, 2004). Segundo a mesma autora, entre 1997 e 2004 esteve sob gestão da Direcção Regional de Agricultura do Ribatejo e Oeste, voltando a ser gerido pela Direcção-Geral dos Recursos Florestais/Autoridade Florestal Nacional em 2004. Actualmente a gestão desta área é assegurada pelo Município de Ferreira do Zêzere.

3. LEGISLAÇÃO E SISTEMA DE PLANEAMENTO FLORESTAL

O enquadramento do planeamento e da gestão dos espaços florestais, está actualmente definido por diversos instrumentos que se podem diferenciar quanto à escala e quanto aos seus objectivos (Figura 6).

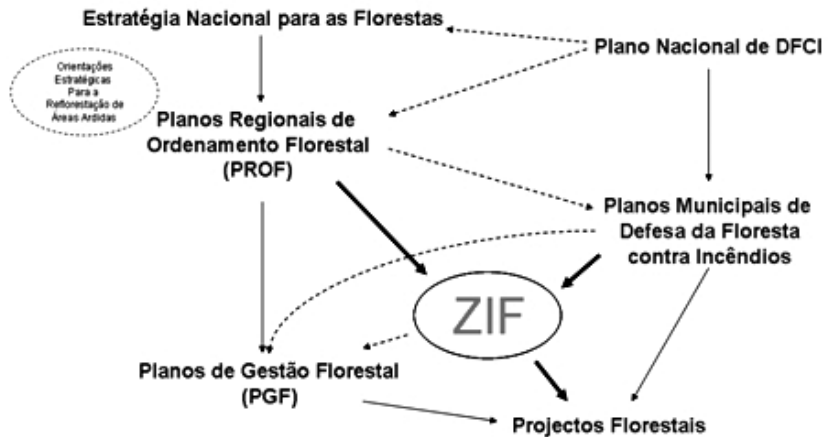


Figura 6. Esquema simplificado do sistema de planeamento florestal português (PINHO, 2005)

No nível superior são de salientar a Constituição da República Portuguesa, a Lei de Bases da Política Florestal (Lei n.º 33/96 de 17 de Agosto⁷) e a Estratégia Nacional para as Florestas (DGRF, 2007).

O Decreto-Lei n.º 16/2009 de 14 de Janeiro aprova o regime jurídico dos planos de ordenamento, gestão e de intervenção de âmbito florestal e distingue-os segundo a seguinte tipologia:

- Planos regionais de ordenamento florestal (PROF);
- Planos de gestão florestal (PGF);
- Planos específicos de intervenção florestal (PEIF).

Cabe ao planeamento florestal regional explicitar as práticas de gestão a aplicar nos espaços florestais, apresentando já um carácter francamente operativo face às orientações fornecidas por outros níveis de planeamento e decisão política (SANTOS *et al.*, 2005). Os PROF definem a política florestal para determinada região, tendo como

⁷ O Código Florestal revoga os n.º 2 e 3 do artigo 7º, referente às explorações não sujeitas a Plano de Gestão Florestal. No entanto a Lei n.º 1/2011 de 14 de Janeiro prorroga por 365 dias o prazo de entrada em vigor do Decreto-Lei n.º 254/2009 de 24 de Setembro que, no uso da autorização concedida pela Lei n.º 36/2009 de 20 de Julho, aprova o Código Florestal.

objectivos gerais (n.º 3 do Artigo 5º da Lei nº 33/96 de 17 de Agosto) a avaliação das potencialidades dos espaços florestais, do ponto de vista dos seus usos dominantes, a definição do elenco de espécies a privilegiar nas acções de expansão e reconversão do património florestal, e a identificação dos modelos gerais de silvicultura e de gestão dos recursos mais adequados (AFN, 2009a). São ainda definidas as áreas críticas com perigosidade de incêndio florestal, elevada susceptibilidade à erosão e de importância ecológica, social e cultural, bem como das normas específicas de silvicultura e de utilização sustentada dos recursos a aplicar a estes espaços.

A extensão e severidade dos incêndios de 2003, determinou a necessidade de acelerar a aplicação de diversas medidas e instrumentos de política florestal já previstos na Lei de Bases da Política Floresta e de adoptar novas acções de natureza estrutural. A Resolução do Conselho de Ministros n.º 178/2003 de 17 de Novembro, aprovou as grandes linhas orientadoras da Reforma Estrutural do Sector Florestal, que se organizam em cinco grandes pilares (CNR, 2005):

- Criação de um novo modelo orgânico para o sector das florestas;
- Reordenamento e gestão florestal;
- Financiamento e fiscalidade;
- Reestruturação do sistema de defesa florestal contra incêndios;
- Reflorestação das áreas aridas.

Neste contexto, foram aprovados um conjunto de diplomas, entre os quais a Resolução do Conselho de Ministros n.º 5/2006 de 18 de Janeiro, que adopta as Orientações Estratégicas para a Recuperação das Áreas Aridas, aprovadas pelo Conselho Nacional de Reflorestação em 30 de Junho de 2005; o Plano Nacional de Defesa da Floresta contra Incêndios (PNDFCI) através da Resolução de Conselho de Ministros n.º 65/2006 de 26 de Maio, que enuncia a estratégia e determina os objectivos, as prioridades e as intervenções a desenvolver para atingir as metas preconizadas; e o Sistema Nacional de Defesa da Floresta contra Incêndios (SNDFCI) (Decreto-Lei n.º 124/2006 de 28 de Junho, com a nova redacção pelo Decreto-Lei n.º 17/2009 de 14 de Janeiro).

O PNDPCI contém as orientações a concretizar nos PROF, reflectindo-se nos níveis subsequentes de planeamento, distrital e municipal, conforme estabelecido no SNDFCI (AFN, 2009a). 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 PROF e os Planos Municipais de Defesa da Floresta contra Incêndios (PMDPCI) (CRRRA, 2006).

Ao nível da propriedade, enquadrados legalmente pelo Decreto-Lei n.º 16/2009 de 14 de Janeiro, os PGF são instrumentos base para o cumprimento dos objectivos de protecção e de exploração dos recursos florestais e naturais de forma sustentada, tendo em conta as actividades e usos dos espaços adjacentes, enquanto os PEIF, são instrumentos de resposta a constrangimentos específicos da gestão florestal (AFN, 2009a).

3.1 ESTRATÉGIA NACIONAL PARA AS FLORESTAS

A Estratégia Nacional para as Florestas (DGRF, 2007) pode ser vista como o sucessor do Plano de Desenvolvimento Sustentável da Floresta Portuguesa (DGF, 1998), que para além de incluir uma reflexão sobre o sector, constitui o “elemento de referência das orientações e planos de acção públicos e privados para o desenvolvimento do sector nas próximas décadas”.

Os objectivos Estratégia Nacional para as Florestas centram-se em cinco eixos fundamentais:

- Minimização dos riscos de incêndios e agentes bióticos;
- Especialização do território;
- Melhoria da produtividade através da gestão florestal sustentável;
- Redução de riscos de mercado e aumento do valor dos produtos;
- Melhoria geral da eficiência e competitividade do sector;
- Racionalização e simplificação dos instrumentos de política.

De forma a maximizar o valor económico total da floresta, é proposto especializar o território em três tipos de áreas com base no conceito de função dominante (DGRF, 2007): área de produção lenhosa, área de gestão multifuncional e, áreas costeiras e outras áreas classificadas.

A macrozonagem das funções dominantes apresentadas no documento pode ser observada na Figura 7.

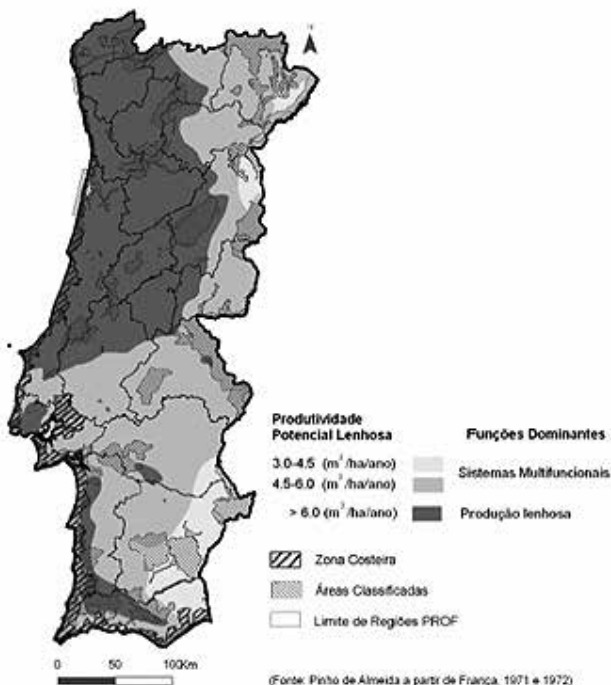


Figura 7. Macrozonagem das funções dominantes do espaço florestal estabelecidas em função das produtividades potenciais lenhosas e distribuição no território continental das três espécies florestais que estão integradas em fileiras florestais (DGRF, 2007)

)A área de gestão multifuncional estabelecida 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.

A Estratégia Nacional para as Florestas é “suportada numa matriz estruturante do valor das florestas, que se pretende maximizar através de diversas linhas de acção estratégicas que, a curto prazo, tendem a minimizar os riscos de incêndios e dos agentes abióticos e, a médio prazo, a assegurar a competitividade do sector” (DGRF, 2007).

3.2 PLANO E SISTEMA NACIONAL DE DEFESA DA FLORESTA CONTRA INCÊNDIOS

A profunda alteração ao nível do planeamento, centrando a definição das políticas de intervenção nas florestas nos municípios, e o reforço da capacidade técnica, com a revisão do suporte legislativo ao nível das políticas de prevenção e com as mudanças ao nível de procedimentos, são objectivos primordiais do PNDFCI, regulamentado pela Resolução de Conselho de Ministros n.º 65/2006 de 26 de Maio. É pretendido aumento radical das áreas de gestão activa que associado à criação de redes de faixas e mosaicos de gestão de combustível e ao alargamento do uso de técnicas de fogo controlado, no sentido de diminuir a extensão e severidade dos incêndios florestais (com áreas superiores a 1 ha, e eliminação de incêndios com áreas superiores a 1000 ha).

O PNDFCI assenta em cinco eixos de actuação, correspondentes a grupos de actividades relacionadas, de forma a atingir objectivos específicos:

- Aumento da resiliência do território aos incêndios florestais
 - Rever e integrar políticas e legislação;
 - Promover a gestão florestal e intervir preventivamente em áreas estratégicas;
 - Criar e aplicar orientações estratégicas para a gestão das áreas florestais, entre as quais a adopção do modelo Zona de Intervenção Florestal (ZIF) como referência para a introdução de princípios e estratégias de defesa da floresta contra incêndios, canalizando para esta acção os recursos financeiros existentes, e o aumento das áreas com gestão activa, promovendo a introdução dos princípios de DFCI e das melhores práticas silvícolas no terreno;
 - Definir as prioridades de planeamento e execução das infra-estruturas de DFCI face ao risco, através da operacionalização da acção das Comissões Municipais de Defesa da Floresta (CMDF) e do apoio à actividade dos Gabinetes Técnicos Florestais (GTF);
 - Proteger as zonas de interface urbano/floresta, através da criação e manutenção de faixas exteriores de protecção, nos aglomerados populacionais, parques e polígonos industriais, aterros sanitários, habitações, estaleiros, armazéns, oficinas e outras edificações, intervindo prioritariamente nas zonas com maior vulnerabilidade aos incêndios;
 - Implementar um programa de gestão de combustíveis, através do planeamento, construção e manutenção de redes de faixas e mosaicos de parcelas de gestão de combustível estrategicamente localizadas para a compartimentação dos espaços florestais e apoio ao combate aos incêndios, e do desenvolvimento de um programa de fogo controlado em acções preventivas;
 - Condicionar trabalhos/acessos a áreas florestais durante o período crítico;

- Redução da incidência dos incêndios;
 - Educar e sensibilizar as populações;
 - Melhorar o conhecimento das causas dos incêndios e das suas motivações;
 - Capacidade de dissuasão e fiscalização;
- Melhoria da eficácia do ataque e da gestão dos incêndios;
 - Articulação dos sistemas de vigilância e detecção com os meios de 1.ª Intervenção, através de um sistema nacional de gestão do "Risco de Incêndio Florestal";
 - Reforço da capacidade de 1ª Intervenção;
 - Reforço da capacidade do ataque ampliado;
 - Melhoria da eficácia do rescaldo e vigilância pós-rescaldo;
 - Melhoria das Comunicações;
 - Melhoria dos meios de planeamento, previsão e apoio à decisão;
 - Melhoria da capacidade logística de suporte à DFCCI;
- Recuperar e reabilitar os ecossistemas;
- Adaptação de uma estrutura orgânica funcional e eficaz.

O SNDCCI (Decreto-Lei n.º 17/2009 de 14 de Janeiro, que altera e republica o Decreto-Lei n.º 124/2006 de 28 de Junho) prevê o conjunto de medidas e acções de articulação institucional, de planeamento e de intervenção relativas à prevenção e protecção das florestas contra incêndios, nas suas diferentes vertentes. No âmbito do SNDCCI, cabe:

- À Autoridade Florestal Nacional (AFN) a coordenação das acções de prevenção estrutural, nas vertentes de sensibilização, planeamento, organização do território florestal, silvicultura e infra-estruturação;
- À Guarda Nacional Republicana (GNR) a coordenação das acções de prevenção relativas à vertente da vigilância, detecção e fiscalização;
- À Autoridade Nacional de Protecção Civil (ANPC) a coordenação das acções de combate, rescaldo e vigilância pós-incêndio.

São enquadrados hierarquicamente os diferentes planos de defesa da floresta contra incêndios florestais: PNDCCI, Planos Distritais de Defesa da Floresta Contra Incêndios (PDDCCI) e PMDCCI. Todas as iniciativas locais de prevenção, pré-supressão e recuperação de áreas ardidas ao nível submunicipal devem estar articuladas e enquadradas pelos PMDCCI.

O SNDCCI define ainda o âmbito, natureza, missão, atribuições e composição das Comissões de Defesa da Floresta⁸. Neste diploma são também enquadrados os elementos

⁸ Com a extinção dos Governos Cívicos pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 13/2011 de 30 de Junho, as Comissões de Defesa Distritais com assento nestes organismos deixarão de existir. A elaboração dos Planos Distritais de Defesa da Floresta deverá passar para a responsabilidade da Autoridade Florestal Nacional, como já vinha sucedendo em alguns Distritos.

de planeamento que pretendem sustentar as decisões no âmbito da defesa da floresta. Entre os quais constam o “Índice de risco temporal de incêndio florestal”⁹, a “Zonagem do continente segundo o risco espacial de incêndio”¹⁰ e a definição de “Zonas críticas”¹¹.

De salientar os condicionalismos à edificação constantes no diploma. A construção de edificações fora das áreas edificadas consolidadas é proibida nos terrenos classificados nos PMDFCI com risco de incêndio das classes alta ou muito alta, sem prejuízo das infra-estruturas definidas nas Redes de Defesa da Floresta contra Incêndios (RDFCI). As novas edificações no espaço florestal ou rural fora das áreas edificadas consolidadas têm ainda de salvaguardar, na sua implantação no terreno, as regras definidas no PMDFCI respectivo ou, se este não existir, a garantia de distância à estrema da propriedade de uma faixa de protecção nunca inferior a 50 m e a adopção de medidas especiais relativas à resistência do edifício à passagem do fogo e à contenção de possíveis fontes de ignição de incêndios no edifício e respectivos acessos.

O SNDFCI determina igualmente as medidas de organização do território, de silvicultura e de infra-estruturação, em particular as redes de defesa da floresta contra incêndios, assim como o condicionamento de acesso, de circulação e de permanência em áreas florestais; o uso do fogo¹²; os sistemas de vigilância, detecção e combate; e os procedimentos de fiscalização.

3.3 PLANOS REGIONAIS DE ORDENAMENTO FLORESTAL

O n.º 1 do artigo 4º do Decreto-Lei n.º 16/2009 de 14 de Janeiro refere que “o PROF é um instrumento de política sectorial à escala da região, que estabelece as normas específicas de utilização e exploração florestal dos seus espaços, de acordo com os objectivos previstos na Estratégia Nacional para as Florestas, com a finalidade de garantir a produção sustentada do conjunto dos bens e serviços a eles associados”.

Os PROF constituem peças fundamentais de planeamento sectorial, integradas no sistema de gestão territorial nacional, que fornecem o enquadramento técnico e institucional apropriado para dirimir os potenciais conflitos relacionados com categorias de usos e modelos silvícolas concorrentes para o mesmo território (SANTOS *et al.*, 2005).

No âmbito da elaboração dos PROF (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;

⁹ Na literatura a referência mais utilizada, e mais correcta é Índice Meteorológico de Perigosidade de Incêndio Florestal.

¹⁰ O termo correcto a utilizar neste caso é “perigosidade” e não “risco”. O produto cartográfico que orienta os instrumentos de planeamento que vinculam os particulares é o mapa de perigosidade de incêndio florestal e não o mapa de risco. Daqui resulta que é o mapa de perigosidade que os PMDFCI devem verter para o mapa de condicionantes dos respectivos PDM.

¹¹ A classificação e qualificação do solo definida no âmbito dos instrumentos de gestão territorial vinculativos dos particulares deve reflectir a cartografia de risco de incêndio, que respeita a zonagem do continente e as zonas críticas definidas respectivamente nos artigos 5.º e 6.º, e que consta nos PMDFCI.

¹² O Despacho n.º 14031/2009 de 22 de Junho, publicado no Diário da República n.º 118 (2ª Série), aprova o Regulamento do Fogo Técnico, que define as normas técnicas e funcionais para a sua aplicação, os requisitos para a formação profissional, e os pressupostos da credenciação das pessoas habilitadas a planear e a executar fogo controlado e fogo de supressão.

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

O artigo 2º da Portaria n.º 62/2011 de 2 de Fevereiro suspende parcialmente os PROF enquadrados na área de estudo, em particular, os artigos 39.º e 41.º a 45.º do regulamento anexo ao Decreto Regulamentar n.º 16/2006, de 19 de Outubro, que aprova o PROF do Ribatejo; os artigos 38.º, e 40.º a 44.º do regulamento anexo ao Decreto Regulamentar n.º 9/2006, de 19 de Julho, que aprova o PROF do Pinhal Interior Norte; e os artigos 27.º, e 29.º a 33.º do regulamento anexo ao Decreto Regulamentar n.º 8/2006, de 19 de Julho, que aprova o PROF do Pinhal Interior Sul.

3.4 PLANOS MUNICIPAIS DE DEFESA DA FLORESTA CONTRA INCÊNDIOS

Os n.º 1 e 2 do Artigo 10º do Decreto-Lei n.º 17/2009 de 14 de Janeiro enquadram os PMDFCI como instrumentos que “contêm as acções necessárias à defesa da floresta contra incêndios e, para além das acções de prevenção, incluem a previsão e a programação integrada das intervenções das diferentes entidades envolvidas perante a eventual ocorrência de incêndios”, sendo elaborados pelas Comissões Municipais de Defesa da Floresta.

Pretende-se que os PMDFCI sejam instrumentos de planeamento dinâmicos e adaptados às diferentes realidades locais, onde constem objectivos, metas e acções, em articulação com os níveis de planeamento superior (AFN, 2009b).

Nos PMDFCI inclui-se a caracterização biofísica (que incide em particular sobre as variáveis com relevância para a prevenção de incêndios florestais) e sócio-económica do território, a análise do histórico de incêndios florestais, e a avaliação da perigosidade de incêndio florestal.

A caracterização tem como objectivo sustentar o planeamento de um conjunto de acções de âmbito territorial, em particular a definição das RDFCI (Figura 8)

O mapa de Perigosidade de Incêndio Florestal (Figura 9) que consta nos PMDFCI deve ser vertido para o mapa de condicionantes dos respectivos Planos Directores Municipais, embora seja utilizado no SNDFCI o termo risco, quando se refere aos condicionalismos à edificação em espaço rural.



Figura 8. Rede regional de defesa da floresta contra incêndios (RAMALHO et al., 2005; CRRAA, 2006)



Figura 9. Componentes do modelo de risco (VERDE, 2008; AFN, 2009b)

3.5 ZONAS DE INTERVENÇÃO FLORESTAL

No âmbito da Reforma Estrutural do Sector Florestal, pela Resolução do Conselho de Ministros 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, entre os quais o excessivo parcelamento fundiário, e a deficiente ou ausência de gestão florestal nestes locais.

As ZIF, regulamentadas actualmente 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.

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

As ZIF concretizam as directrizes definidas nos planos de nível regional e municipal, garantindo uma acção coordenada no terreno. O estabelecimento de ZIF (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). Têm como objectivos:

- Garantir a 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 PNDFCI, os PROF, PDM, PMDFCI, PEOT 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.

RAMALHO e GUIOMAR (2005) identificaram alguns constrangimentos relacionados com o diploma que regulamenta as ZIF, e que parecem não ter sido efectivamente ultrapassados com a revisão do diploma:

- 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 transmitir novas metodologias de gestão;
- Planos ainda em fase final de avaliação/alteração o que instala por vezes a confusão, inclusivamente nas instituições oficiais;
- Falta de meios humanos e técnicos adequados no processo;
- Excessiva esperança depositada na acção da administração.

A estas acrescenta-se a ausência de penalização sobre os não aderentes à ZIF e que não apresentem plano de gestão alternativo e ainda, a inexistência de um modelo de gestão do capital existente (que equivaleria por exemplo a um modelo de gestão de sociedades por quotas).

Segundo os mesmos autores, estes podem ser minimizados através de um conjunto de acções:

- Procurar soluções eficientes para contornar os problemas derivados do diploma;
- Conclusão de todos Planos de Ordenamento em curso com celeridade;
- Definir o quadro financeiro de apoio a estas acções;
- Criação da 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.

Segundo a AFN, nos limites da Albufeira de Castelo do Bode apenas está constituída a ZIF de Aldeia do Mato, publicada na Portaria n.º 889/2008 de 14 de Agosto.

3.5.1 PROCESSO DE CONSTITUIÇÃO, FUNCIONAMENTO E GESTÃO DE UMA ZIF

O processo de constituição de ZIF compreende um conjunto de fases (RAMALHO e GUIOMAR, 2005):

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

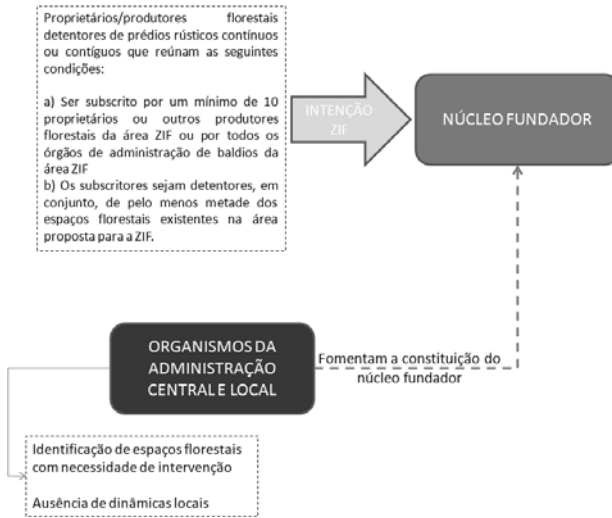


Figura 10. Esquema de constituição de uma ZIF (adaptado de RAMALHO e GUIOMAR, 2005)

A gestão da ZIF pode ser 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.

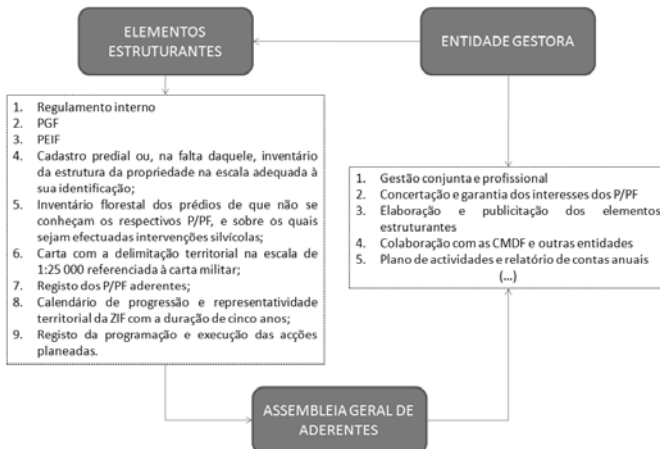


Figura 11. Esquema simplificado de gestão de uma ZIF (adaptado de RAMALHO e GUIOMAR, 2005)

3.5.2 PROMOÇÃO DE ZIF

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

- Desenvolvimento de um plano de extensão (Figura 12) com as instituições responsáveis que desenvolvam as seguintes acções:
 - Sessões internas monitorização;
 - Sessões externas divulgação;
- Normalização das regras de constituição de ZIF e definição de modelos para delinear potenciais áreas para constituição de ZIF do ponto de vista eco-bio-geográfico;
- Envolvimentos institucionais.



Figura 12. Esquema de um modelo de extensão rural para promoção e acompanhamento de ZIF (RAMALHO e GUIOMAR, 2005)

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

A metodologia desenvolvida parte do pressuposto de que o espaço é um referencial organizado e funcional, onde é possível, como reflexo dessa organização, identificar paisagens, assim como as 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.



Figura 13. Delimitação de zonas com potencial para constituírem ZIF (RAMALHO e GUIOMAR, 2005)

O modelo aplicado pela Comissão Regional de Reflorestação do Alto Alentejo (CRRAA, 2006) para a identificação de unidades homogéneas, precedeu o processo de extensão rural a áreas alvo para a constituição de ZIF na sua área de trabalho. Na base da concepção deste modelo encontra-se uma metodologia integrada de classificação, estruturação e organização da informação geográfica, desenvolvida por SANTOS (2001), assente sobre técnicas de análise espacial em Sistemas de Informação Geográfica e análise multivariada, que se combinam com formas mais tradicionais de avaliação da paisagem através das tabelas de avaliação cognitiva.

3.6 PLANOS DE GESTÃO FLORESTAL

Os PGF (Decreto-Lei n.º 16/2009 de 14 de Janeiro) são instrumentos de gestão dos espaços florestais que determinam, no espaço e no tempo, as intervenções, visando a produção sustentada de bens e serviços, tendo em conta os espaços envolventes. Têm como objectivos:

- 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.

A elaboração de um PGF pressupõe a caracterização da situação actual, definição de objectivos, análise de cenários de gestão e uma conjectura de um plano de acção, promover a floresta numa estratégia de desenvolvimento local e 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 contínua, com as adaptações resultantes dos dados da monitorização;
- A execução das intervenções projectadas no terreno, de acordo com as boas práticas florestais, tecnicamente ajustadas ao local, com minimização de custos e optimização dos objectivos de gestão definidos.

Para tal, os PGF devem conter:

- Enquadramento territorial e social do plano;
- Caracterização dos recursos existentes (componente florestal, silvopastoril, caça e pesca e outros recursos);
- Análise de riscos bióticos e abióticos associados à gestão florestal;
- Análise da função dominante do território (Quadro 1) em articulação com o PROF, e avaliação do grau de multifuncionalidade potencial;
- Desenvolvimento de uma proposta de divisão da unidade de gestão em talhões de acordo com os resultados das análises anteriores;
- O modelo de exploração, que inclui:
 - Programa de gestão da produção lenhosa;
 - Programa de aproveitamento dos recursos não lenhosos e outros serviços associados;
 - 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;
 - 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).

Quadro 1. 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 ¹

¹Afectação do território a uma função (dominante) concreta

Elenco de um conjunto de boas práticas florestais e definição de indicadores de monitorização (ANEXO I), com especial atenção para (CAP, 2004):

- Preparação do terreno, de forma 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, cujos objectivos passam por 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 com os menores custos e no menor tempo de instalação possível, e em harmonia com a paisagem local;
- Gestão da vegetação de uma forma sustentada, até ao estabelecimento bem sucedido de um coberto florestal;
- Manter o bom estado sanitário do povoamento através de sistemas de protecção das árvores que minimizem a ocorrência de danos causados por doenças, insectos ou outros animais;
- Na 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, acompanhar e registar o estado dos produtos florestais, corrigir impactes desfavoráveis, aumentar a qualidade dos produtos florestais e maximizar o valor potencial dos povoamentos;
- Assegurar a extracção do lenho, otimizar a extracção de forma sustentável e com o menor custo possível, minimizando os impactes negativos na floresta;
- Exploração de produtos florestais não lenhosos proporcionados pela estação, diversificando as fontes de receita da exploração florestal e aproveitando todas as potencialidades da área;

- Prover a floresta de infra-estruturas que sirvam de suporte à instalação, condução, exploração e protecção de matas, devidamente inseridas na paisagem e adequadas para os quais foram planeadas, e certificar que as existentes se integram de um modo economicamente viável no plano de gestão;
- Repor um coberto vegetal viável após a exploração florestal, manter ou melhorar o potencial produtivo da área e as características da floresta (conservação do solo, da água, diversidade biológica e do património), e manter ou melhorar o acesso e a rede de infra-estruturas de apoio à actividade florestal.

Os planos elaborados para a ZIF são de cumprimento obrigatório para os aderentes. Os não aderentes estão obrigados a ter um PGF para as suas propriedades aprovado pela AFN. Cabe à AFN providenciar a integração dos planos individuais dos não aderentes nos Planos das ZIF, devendo em sede de parecer, na Comissão Municipal de Defesa da Floresta ou de aprovação pela AFN, serem identificadas as acções de interesse público.



Figura 14. Responsabilidade de execução dos planos (RAMALHO e GUIOMAR, 2005)

3.7 PLANOS ESPECÍFICOS DE INTERVENÇÃO FLORESTAL

Os PEIF correspondem a um nível de planeamento operacional, podendo incidir sobre territórios com significativo risco de incêndio florestal, no controlo de pragas e doenças florestais, no controlo ou erradicação de espécies invasoras, na recuperação de áreas percorridas por incêndios, entre outras (AFN, 2009a). São de elaboração obrigatória para as ZIF, de acordo com o definido no n.º 2 do artigo 20.º do Decreto-Lei n.º 15/2009 de 14 de Janeiro.

A elaboração dos PEIF compete:

- Ao Estado nos territórios sob sua gestão;
- Aos órgãos de administração dos baldios nos territórios sob sua gestão;
- À entidade gestora das ZIF, nos termos da legislação especial;
- Aos proprietários ou outros produtores florestais privados.

De acordo com a norma técnica publicada pela AFN (2009a), os PEIF apresentam a seguinte estrutura, conforme o definido no Decreto-Lei nº16/2009 de 14 de Janeiro, artigo 19º, nºs 1, 2 e 3:

- Documento de avaliação, que pelo seu conteúdo de enquadramento, é comum a qualquer tipo de PEIF e que inclui:
 - Enquadramento territorial e social;
 - Caracterização dos recursos;
 - Articulação com os instrumentos de planeamento;
- Plano operacional, que se diferencia por áreas de intervenção integradas em programas, nomeadamente de defesa da floresta contra incêndios; controlo de pragas, doenças e espécies invasoras; recuperação de áreas ardidas e controlo da erosão. O plano operacional inclui:
 - Programas;
 - Mapa síntese das intervenções preconizadas e respectivos indicadores de execução;
 - Orçamento justificado;
 - Mecanismos e procedimentos de coordenação entre os vários intervenientes, individuais e colectivos.



Figura 15. Estrutura do PEIF (AFN, 2009a)

Ficam obrigatoriamente sujeitos à elaboração de PEIF todos os territórios que, por efeito das disposições legais ou notificação pela AFN, se obriguem a medidas extraordinárias de intervenção.

4. FUNÇÕES DOS ESPAÇOS FLORESTAIS E MODELOS GERAIS DE SILVICULTURA

As paisagens florestais são sistemas complexos, responsáveis por um conjunto de processos ecológicos que proporcionam condições ambientais e paisagísticas específicas, sendo, pela sua natureza, espaços multifuncionais, onde podemos encontrar um mosaico de funções diversificado (HANN *et al.*, 2001; BORGES, 1999).

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. A promoção da multifuncionalidade do espaço procura dar valor a outras funções que não a produtiva mas que assumem valor económico, social, cultural ou ambiental da maior relevância (PINTO-CORREIA e VOS, 2004). SALAVESSA e ALMEIDA (2001) referem 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. Assim sendo é fundamental integrar no processo de gestão do espaço objectivos estratégicos prioritários como a diversificação integrada de actividades ligadas ao espaço rural.

A dificuldade em construir e manter as estruturas de defesa da floresta contra incêndios, acentua a necessidade de associá-las a actividades que permitam uma relação custo-benefício favorável. É assim possível garantir um ordenamento espacial com maior heterogeneidade ao nível do uso do solo, com descontinuidades que ofereçam resistência à progressão do fogo e optimizem os benefícios face às diferentes condicionantes presentes, sejam elas o custo da sua criação e manutenção, a facilidade de combate aos incêndios, ou o impacto paisagístico (GUIOMAR *et al.*, 2007a). Como exemplo, SALAVESSA e ALMEIDA (2001) evidenciam o contributo que a caprino-cultura dá na gestão e preservação do sub-coberto florestal, na fertilização e enriquecimento orgânico dos solos, na humanização da paisagem e no povoamento da floresta.

A diversificação e promoção de outras actividades, como a exploração de outros produtos silvestres (míscaros, túberas, espargos, resinagem, etc.), caça, apicultura, observação de fauna e flora, para além de incrementarem valor ao espaço, podem ter um papel fundamental na vigilância, detecção precoce de ocorrências, e até mesmo na 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), para o qual ainda estamos muito longe de estar preparados.

4.1 TIPOLOGIA DE FUNÇÕES ASSOCIADAS AOS ESPAÇOS FLORESTAIS

Por funções entendem-se a utilização e capacidade de resposta de um território face às necessidades, procuras e objectivos da comunidade humana. A floresta exerce funções ao

nível da ocupação do território e de equilíbrio ambiental, sendo igualmente impulsora de interesses e conflitos de complexa conciliação, que criam problemas de gestão territorial, devido ao carácter diverso e por vezes contraditório das funções em presença (GÓMEZ e GUZMÁN, 2004; GUIOMAR *et al.*, 2007a). Os espaços florestais são fornecedores de um conjunto de recursos, e têm a eles associados actividades que importa preservar.

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. 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 funções da paisagem podem ser decompostas 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.

As funcionalidades associadas à silvopastorícia e à cinegética poderiam ser 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)”.

No entanto as actividades silvopastoris podem ainda cumprir outras funções, nomeadamente na prevenção de incêndios florestais (MOREIRA e COELHO, 2008), sendo imperativa a atribuição de valor aos benefícios ambientais gerados pelos

espaços florestais, para assim determinar o tipo de incentivos a atribuir que facilitem os mecanismos de defesa da floresta contra incêndios, no sentido da sua gestão sustentável, e da optimização dos seus valores e funções (económicas, sociais e ambientais). Face ao exposto anteriormente, a função de protecção deverá ser generalizada à gestão dos riscos (erosão, contaminação de aquíferos, incêndios florestais).

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).

De acordo com BARRETO (1978) os espaços florestais contribuem para a qualidade de vida das seguintes formas:

- Através dos seus efeitos sobre o ambiente:
 - Protecção de bacias: regulação de escoamento, abastecimento de água, irrigação, fertilidade do solo, oxigenação, fauna aquícola;
 - Ecologia e conservação do bravo: recreio, turismo, protecção de fauna e flora, amenidade, estética da paisagem;
 - Controlo da erosão: cortinas de abrigo, fixação de dunas, protecção e recuperação dos solos;
- Através dos seus produtos de consumo directo: lenha, carvão, madeira para diversos fins, apicultura, silvo-pastorícia, frutos;
- Através dos usos industriais: resina, cortiça, serração, construção, óleos essenciais, taninos.

Entre os serviços ambientais associados aos espaços florestais destacam-se o sequestro de carbono, a protecção da biodiversidade, a conservação de recursos hídricos, a paisagem, o recreio e os valores de opção e existência (DGRF, 2007). O Quadro 2 expõe a classificação dos espaços florestais adoptada no pela AFN no âmbito da elaboração dos planos e ordenamento e gestão dos espaços florestais.

Quadro 2. Classificação funcional dos espaços florestais no âmbito das regiões de reflorestação (CNR, 2005)

Função primordial	Funções gerais	Sub-funções gerais	Funções específicas	
Satisfação das necessidades das sociedades e dos indivíduos, actuais e futuras, em bens e serviços originados nos espaços florestais	Produção	Produção de madeira	Produção de toros, rolaria, raízes, etc.	
		Produção de cortiça	Produção de cortiça	
		Produção de biomassa para energia	Produção de lenha, carvão, biomassa para centrais energéticas, etc.	
		Produção de frutos e sementes	Produção de pinhão, castanha, noz, medronho, alfarroba, etc.	
		Produção de outros materiais vegetais e orgânicos	Produção de resinas, folhagens, vimes, cascas, árvores de Natal, cogumelos, plantas alimentares, aromáticas e medicinais, etc.	
	Protecção	Contribuição dos espaços florestais para a manutenção das geocenoses e das infra-estruturas antrópicas	Protecção da rede hidrográfica	Protecção das margens, manutenção da qualidade da água, etc.
			Protecção contra a erosão eólica	Fixação das areias móveis
			Protecção contra a erosão hídrica e cheias	Fixação de vertentes, correcção torrencial, amortecimento de cheias, etc.
			Recuperação de solos degradados	Protecção e produção de solo
			Protecção microclimática	Compartimentação de campos agrícolas, interceptação de nevoeiros, etc.
			Protecção e segurança ambiental	Filtragem de partículas e poluentes atmosf., fixação de CO2
			Protecção contra incêndios	Faixas de gestão de combustível, faixas de alta densidade
	Conservação de habitats, de espécies da fauna e da flora e de geomonumentos	Contribuição dos espaços florestais para a manutenção da diversidade biológica e genética e de geomonumentos.	Conservação de habitats classificados	Manutenção num estado favorável de conservação de habitats e espécies, classificados como prioritários nos diversos diplomas de nível nacional, europeu e mundial
			Conservação de espécies da flora e da fauna proteg.	
			Conservação de geomonumentos	Protecção de jazidas paleontológicas, etc.
Conservação de recursos genéticos			Manutenção da riqueza genética	

Satisfação das necessidades das sociedades e dos indivíduos, actuais e futuras, em bens e serviços originados nos espaços florestais	Silvopastorícia, caça e pesca nas águas interiores	Contribuição dos espaços florestais para o desenvolvimento da caça, pesca e pastorícia.	Suporte à caça e conservação das espécies cinegéticas	Enquad. da actividade cinegética, produção de carne, etc.
			Suporte à pastorícia	Produção de carne, leite, lã, peles, etc.
			Suporte à apicultura	Produção de mel e outros produtos apícolas
			Suporte à pesca em águas interiores	Enquadram. da actividade da pesca nas águas interiores
	Recreio, enquadramento e estética da paisagem	Contribuição dos espaços florestais para o bem-estar físico, psíquico, espiritual e social dos cidadãos.	Enquadramento de aglom. urbanos e monumentos	Enq. de sítios arqueológicos, monumentos, zonas urbanas, etc.
			Enquadramento de equipamentos turísticos	Enquadramento de aldeamentos turísticos, campos de golfe, etc.
			Recreio	Enquadramento de actividades de recreio e contemplação
			Conservação de paisagens notáveis	Composição de paisagens classificadas
			Enquadramento de usos especiais	Enquadramento de campos militares, estab. prisionais, etc.
			Enquadramento de infra-estruturas	Enquadramento de vias de comunicação, zonas industriais, etc.

4.2 MODELOS GERAIS DE SILVICULTURA

O acesso a financiamento do PRODER implica que a área em causa esteja abrangida por um PGF cujos conteúdos têm de ser coerentes com os PROF em vigor. Os PROF organizam o território em sub-regiões homogéneas. A área em estudo está distribuída pelas regiões PROF e sub-regiões homogéneas indicadas no Quadro 3.

Quadro 3. Regiões PROF, sub-regiões homogéneas e hierarquia de funções

Região PROF	Sub-região homogénea	Superfície (ha)	% da área de estudo	1ª Função	2ª Função	3ª Função
PROF Pinhal Interior Sul	Floresta do Meio	38457,04	56,88	Produção	Silvopastorícia, caça e pesca	Protecção
	Pampilhosa e Alvéolos	465,79	0,70	Silvopastorícia, caça e pesca	Protecção	Produção
PROF Pinhal Interior Norte	Floresta da Beira da Serra	5334,72	7,89	Produção	Silvopastorícia, caça e pesca em águas interiores	Protecção
PROF Ribatejo	Floresta dos Templários	23350,71	34,53	Produção	Protecção	Recreio, enquadramento e estética da paisagem enquadramento e estética da paisagem

O PROF do Pinhal Interior Norte define que a sub-região homogénea da Floresta da Beira Serra apresenta um elevado potencial para a produção lenhosa de diversas espécies arbóreas. Quanto à função de protecção o PROF define que “nesta sub-região, ela tem essencialmente expressão local adquirindo importância significativa à escala da região PROF”. Os modelos de silvicultura que o PROF privilegia para toda a sub-região são povoamentos puros de pinheiro-bravo para produção de lenho, e povoamentos mistos de pinheiro-bravo e medronheiro, para produção de lenho do pinheiro-bravo e de fruto.

O PROF do Pinhal Interior Sul (sub-região homogénea Floresta do Meio) relewa o potencial produtivo elevado para espécies como o pinheiro-bravo, o eucalipto e o carvalho-negral, aliando a tradição de produção lenhosa com as funções de conservação do solo dado “o facto de nesta sub-região se encontrarem importantes áreas estratégicas de abastecimento de água potável no nosso país”. Os modelos de silvicultura que o PROF privilegia para toda a sub-região são semelhantes aos estabelecidos no PROF do Pinhal Interior Norte.

Na região do PROF do Ribatejo, a sub-região Floresta dos Templários é a que apresenta maior perigosidade de incêndio florestal, e a que mais ardeu nos últimos anos. Esta sub-região destaca-se também pela abundância de regeneração natural de sobreiro e pela importância da protecção dos solos, dada a adjacência à Albufeira de Castelo do Bode, e à presença de outras áreas com elevado risco de erosão, muitas delas já fortemente erosionadas.

No entanto, existe um número muito maior de espécies que se podem utilizar (Quadro 4), seleccionadas de acordo com a Carta das Grandes Regiões de Arborização¹³ (CORREIA e OLIVEIRA, 1999; GOMES e SILVA, 2002; LOURO *et al.*, 2002; CORREIA e OLIVEIRA, 2003; DGF, 2003; CNR, 2005).

Quadro 4. Espécies e funções dominantes (CNR, 2005)

Espécie	Nome vulgar	Estatuto	Funções dominantes
<i>Acer monspessulanum</i> L.	Zelha	Indígena	pC
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Padreiro	Indígena	pC
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) <i>Gaertner</i>	Amieiro	Indígena	CS
<i>Arbutus unedo</i> L.	Medronheiro	Indígena	PCS
<i>Betula pubescens</i> Ehrhart	Vidoeiro	Indígena	PCS
<i>Castanea sativa</i> Mill.	Castanheiro	Indígena	PCS
<i>Cedrus atlantica</i> (Endl.) <i>Carr.</i>	Cedro-do-atlas	Exótica	Pp
<i>Celtis australis</i> L.	Lódão-bastardo	Indígena	pCS
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i>	Cedro-do-orégão	Exótica	Pp

¹³ Elaborada por Manuel Pinho de Almeida, João Pinho e Giuseppe Cornaglia (Gabinete Técnico de Coordenação dos PROF, DGF, 1999).

<i>Cupressus arizonica</i>	Cipreste-do-arizona	Exótica	P
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill	Cipreste-do-buçaco	Exótica	Pp
<i>Cupressus sempervirens</i>	Cipreste-comum	Exótica	Pp
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	Eucalipto	Exótica	P
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Freixo-comum	Indígena	PpS
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Azevinho	Indígena	C
<i>Junglans nigra</i>	Nogueira-americana	Exótica	P
<i>Laurus nobilis</i> L.	Loureiro	Indígena	C
<i>Olea europaea</i> L. var. <i>sylvestris</i>	Zambujeiro	Indígena	pC
<i>Pinus halepensis</i>	Pinheiro-de-alepo	Exótica	p
<i>Pinus nigra</i> Arnold subsp. <i>laricio</i> Poiret	Pinheiro-larício	Exótica	Pp
<i>Pinus pinaster</i> Ait.	Pinheiro-bravo	Indígena	PpC
<i>Pinus pinea</i> L.	Pinheiro-manso	Indígena	Pp
<i>Platanus hispanica</i>	Plátano	Exótica	Pp
<i>Populus alba</i> L.	Choupo-branco	Indígena	pS
<i>Populus nigra</i> L.	Choupo-negro	Indígena	PpS
<i>Prunus avium</i> L.	Cerejeira-brava	Indígena	PCS
<i>Prunus lusitanica</i> L.	Azereiro	Indígena	CS
<i>Pyrus bourgaeana</i> Decaisne	Catapereiro	Indígena	CS
<i>Quercus faginea</i> L.	Carvalho-português	Indígena	pCS
<i>Quercus pyrenaica</i> Willdenow	Carvalho-negral	Indígena	pCS
<i>Quercus robur</i> L.	Carvalho-roble	Indígena	PC
<i>Quercus rubra</i> L.	Carvalho-americano	Exótica	P
<i>Quercus suber</i> L.	Sobreiro	Indígena	PpCS
<i>Salix alba</i> L.	Vimeiro-branco	Indígena	PpCS
<i>Salix atrocinerea</i> Brotero	Borrazeira-preta	Indígena	PpCS
<i>Salix salviifolia</i> Brotero	Borrazeira-branca	Indígena	CS
<i>Taxus baccata</i> L.	Teixo	Indígena	Cp
<i>Ulmus minor</i> Miller	Ulmeiro-liso	Indígena	CS
<i>Ulmus procera</i> Salisbury	Ulmeiro	Indígena	Cp

P – produção; p – proteção; C – conservação; S – silvopastorícia, caça e pesca.

NOTA: Todas as espécies são susceptíveis de utilização em povoamentos com função dominante de recreio e enquadramento paisagístico.

Porém, antes de definir os novos modelos de organização do espaço considerados mais relevantes do ponto de vista silvícola, há que ter em conta todas as condicionantes sociais, bem como os princípios gerais subjacentes à recuperação florestal das regiões afectadas pelos incêndios florestais ou por outras perturbações que evidenciem a necessidade de uma abordagem cautelosa e apoiada sobretudo nas dinâmicas naturais dos ecossistemas e em técnicas pouco dispendiosas, face até à dimensão da tarefa a realizar (CRRRA, 2006).

Os modelos gerais de silvicultura para os espaços arborizados cuja função dominante é a da conservação de habitats classificados devem basear-se na avaliação da vegetação natural potencial para cada estação e nas correspondentes séries de vegetação (CNR, 2005).

Quadro 5. Vegetação natural potencial da área de estudo (COSTA *et al.*, 1999, CNR, 2005)

Associação	Descrição	EAD	EAA
<i>Arbuto unedonis-Quercetum pyrenaicae</i>	Carvalhais basais e sub-montanos do Centro	Qp	Au
<i>Asparago aphylli-Quercetum suberis</i>	Sobreirais basais da região Centro litoral	Qs	Qf, Au, Os, Jo
<i>Sanguisorbo agrimonoidis-Quercetum suberis</i>	Sobreirais basais e submontanos do Centro e Sul interiores e da serra algarvia	Qs	Qf
<i>Scrophulario scorodoniae-Alnetum glutinosae</i>	Amiais ripícolas dos cursos de água permanentes	Ag	Sc
<i>Salicetum atrocinereo-australis</i>	Salgueirais ripícolas arborecentes de cursos de água intermitentes ao sul do rio Tejo	Sb	
<i>Salicetum salviifoliae</i>	Salgueirais ripícolas arborecentes de <i>S. salviifolia</i> , submontanos a altimontanos, de cursos de água intermitentes ao norte do rio Tejo	Ss	
<i>Ficario ranunculoidis-Fraxinetum angustifoliae</i>	Freixiais-choupais ripícolas do Centro e do Sul, em cursos de água com alguma estiagem	Fa	Pn

EAD – Espécie arbórea dominante

EAA – espécies arbóreas associadas

Espécies: Ag - *Alnus glutinosa*, Au - *Arbutus unedo*, Qp - *Quercus pyrenaica*, Sb - *Salix alba*, Qs - *Quercus suber*, Qf - *Quercus faginea*, Os - *Olea europaea* var. *sylvestris*, Jo - *Juniperus oxycedrus*, Sc - *Salix atrocinerea*, Ss - *Salix salviifolia*, Fa - *Fraxinus angustifolia*, Pn - *Populus nigra*

No que respeita à função geral de recreio, enquadramento paisagístico e estética da paisagem podem ser utilizadas espécies indígenas, naturalizadas ou com interesse para

a arborização, não invasoras, constantes da Lista das espécies arbóreas utilizáveis em Portugal (DGF, 2003) para:

- Enquadramento de equipamentos turísticos;
- Enquadramento de Infra-estruturas;
- Recreio;
- Enquadramento de usos especiais;
- Enquadramento de aglomerados urbanos e monumentos.

4.3 PROMOÇÃO DA MULTIFUNCIONALIDADE DOS ESPAÇOS FLORESTAIS

A multifuncionalidade é, por tradição, uma prática cultural enraizada nos sistemas de exploração da terra como as explorações agro-florestais associadas aos montados de sobre e azinho no Sul e aos soutos no Norte (DGRF, 2007). A multifuncionalidade dos espaços florestais, como prática cultural tradicional, permite a diversificação paisagística, o desenvolvimento de nichos de mercado complementares e alternativos, a valorização de produtos e a promoção do emprego (GUIOMAR *et al.*, 2007b). É no equilíbrio entre a valorização do espaço e a premente necessidade de o defender, que a multifuncionalidade do território assume o seu maior expoente.

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).

Para HAINES-YOUNG e POTSHIN (2002) a multifuncionalidade remete-nos para a necessidade de compreensão da interação 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. Segundo 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 das 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 edafoclimáticas do território, e pela promoção da eco-eficiência (GUIOMAR *et al.*, 2007b). 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).

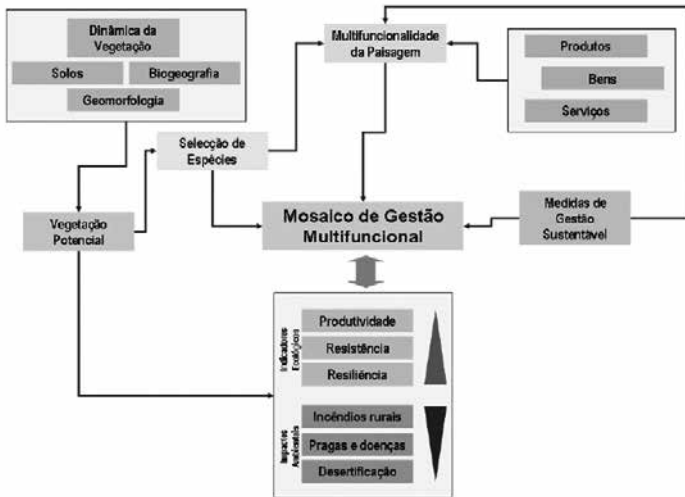


Figura 16. Mosaico de gestão multifuncional do território (GUIOMAR e FERNANDES, 2007)

Para BRANDT e VEJRE (2004) o sucesso deste tipo de estratégia dependerá da capacidade tecnológica, da vontade social, e da interacção 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.

Tradicionalmente, as diferentes funções tendem a desenvolver-se em zonas separadas, numa lógica de segregação de funções (BLUST e VAN OLMEN, 2002). No entanto, 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.

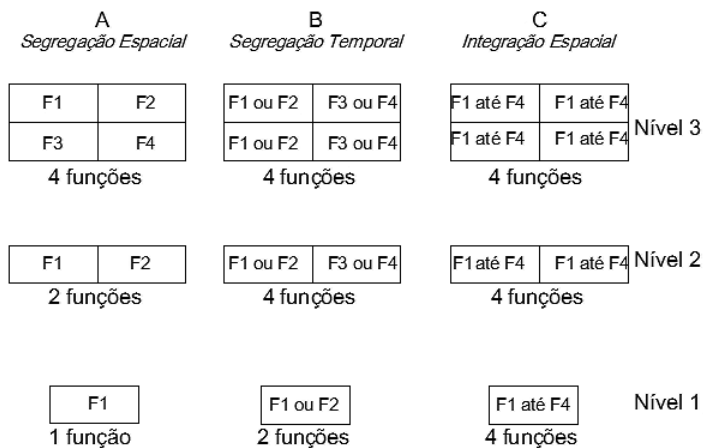


Figura 17. Tipos de multifuncionalidade definidos por BRANDT e VEJRE (2004)

BLUST e VAN OLMEN (2002) ainda distinguem outros 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, para 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. 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. Por outro lado essa gestão pode ser efectuada em mosaico, cuja função de protecção é exercida sobre a área pastoreada, ou em faixas, cujo objectivo 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, como o exposto no capítulo seguinte.

4.4 CONTRIBUTOS METODOLÓGICOS PARA AVALIAÇÃO DA MULTIFUNCIONALIDADE POTENCIAL DO ESPAÇO

Para HEILIG (2002) uma das grandes dificuldades na modelação do uso do solo 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.

O modelo de análise deverá incluir critérios de avaliação 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;
- Conceção 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 (Figura 18) 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.

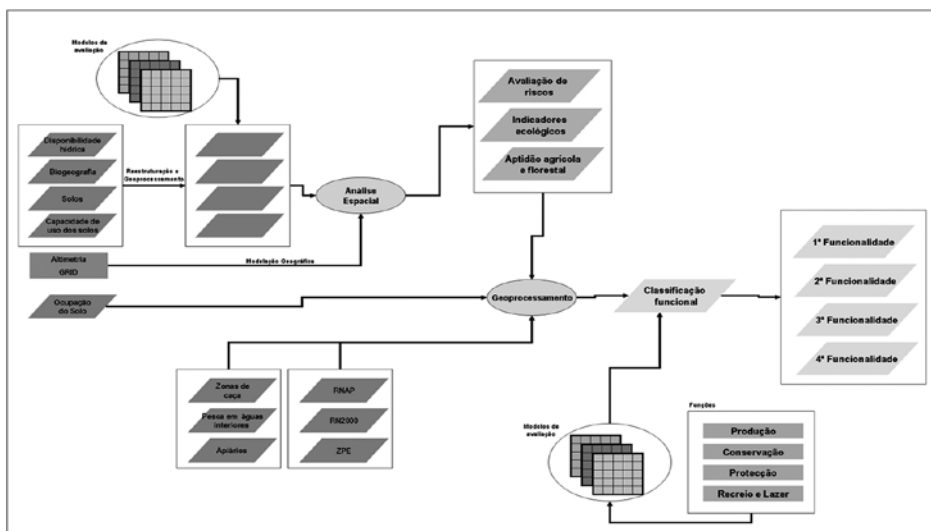


Figura 18. Modelo geral em SIG para avaliação do carácter multifuncional do território (GUIOMAR et al., 2007b)

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 seqüências 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.

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.

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, entre outros, e assim estabelecer a aptidão e hierarquia funcional do espaço, e avaliar o seu carácter multifuncional.

5. PREVENÇÃO DE INCÊNDIOS FLORESTAIS

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 (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; CRRRA, 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).

Para REGO (1993a), práticas de silvicultura adequadas possibilitarão a utilização eficiente dos recursos disponíveis para alcançar determinados objectivos, tais como, a máxima produção sustentada, com redução do perigo de incêndio pela diminuição do combustível acumulado na floresta. Esta é uma medida recomendada e considerada essencial para a resolução dos problemas causados pelas enormes proporções e extensões dos incêndios florestais.

Sob a designação de silvicultura preventiva agrupa-se um conjunto de acções silvícolas que visam dificultar a progressão do fogo e diminuir a sua intensidade, e assim minimizar os danos causados, aumentar a resistência dos povoamentos, e reduzir a dependência das forças de combate para a sua protecção. A silvicultura preventiva actua ao nível de duas das características dos povoamentos (CNR, 2005):

- A estrutura, que respeita à forma do seu arranjo interno, associada à distribuição etária das árvores, à arquitectura das copas, à existência e distribuição de diferentes estratos do sub-bosque e aos horizontes do solo. Procura-se com intervenções desta natureza gerar e manter descontinuidades verticais e horizontais entre os diferentes níveis de combustíveis, por exemplo eliminando o subcoberto arbustivo ou subindo a altura das copas.
- A composição, que respeita à variedade e natureza específica dos indivíduos componentes dos povoamentos. Procura-se sobretudo criar povoamentos com espécies (ou misturas de espécies) menos inflamáveis e menos combustíveis ou que resistam melhor à passagem do fogo (mais resilientes), facto que deve ser tido em consideração no processo de selecção das espécies/modelos gerais de silvicultura.

As tarefas de gestão da vegetação arbustiva são reconhecidas como indispensáveis à manutenção e crescimento dos povoamentos florestais, contribuindo para a diminuição da competição interespecífica, em simultâneo com a redução da carga combustível, que garante a diminuição do perigo de incêndio (MANSO et al., 2005). Estas tarefas constituem uma solução de prevenção duradoura, que pode ser aplicada a curto prazo, e que passa pela remoção da biomassa, seja através de fogo controlado, pela destruição, pela simples recolha, ou ainda através da pastorícia (MOREIRA, 2006a,b), de acordo com as condições fisiográficas locais, a idade do povoamento e o desenvolvimento da vegetação em presença (MANSO et al., 2005).

5.1 ESTRATÉGIAS ESPACIAIS DE GESTÃO DOS COMBUSTÍVEIS FLORESTAIS

De forma a garantir a gestão sustentável e viável dos recursos naturais, é fundamental considerar o planeamento da gestão dos combustíveis florestais à escala da paisagem, permitindo a manutenção de zonas sensíveis e importantes na conservação da biodiversidade.

A caracterização biofísica dos locais a intervir, que inclui a informação sobre clima, vegetação, características do solo, topografia, profundidade da toalha freática, historial de incêndios, localização de áreas sensíveis, tipos de habitats e espécies existentes, constitui a primeira etapa para a escolha dos meios de controlo. A análise da vegetação, nomeadamente no que respeita à sua distribuição, composição, quantidade, dimensão, comportamento do fogo e potencial de propagação, é determinante para a análise e planeamento estratégico, permitindo a eleição dos melhores métodos a utilizar na gestão dos combustíveis florestais (adaptado de SANTOS, 1999).

Existem duas estratégias espaciais complementares de intervenção na gestão dos combustíveis (FINNEY, 2004): Faixas de Gestão de Combustível (FGC) numa lógica de contenção activa do fogo em bandas que definem compartimentos mais ou menos vastos; e Mosaicos de Parcelas de Gestão de Combustível (MPGC), 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 tácticas de supressão.

Segundo a CNR (2005) os povoamentos florestais mono-específicos e equi-énios não poderão ter um desenvolvimento territorial contínuo superior a 50 ha, devendo ser compartimentados, pela rede de faixas e mosaicos de parcelas de gestão de combustível ou por outras ocupações do solo, por linhas de água e respectivas faixas de protecção, ou por faixas arborizadas de alta densidade.

5.1.1 FAIXAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS

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 19. 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 FGC¹⁴ 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 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 FGC devem ser planeadas para alterar o comportamento do fogo, para posicionar os meios de combate, para aplicar técnicas de contra-fogo e fogo tático (fogos de supressão), e para definir perímetros de fogo controlado.

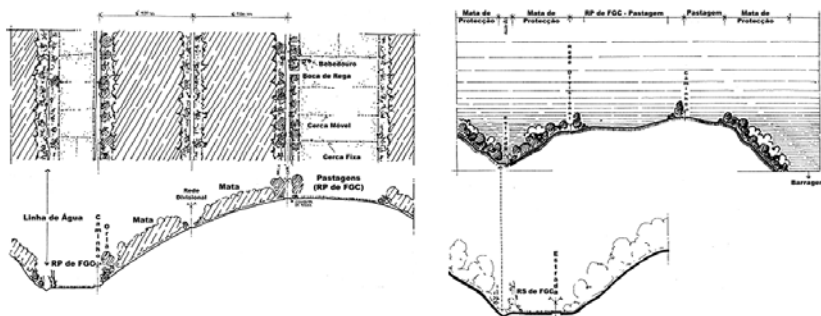


Figura 20. Sistematização da paisagem em zona florestal nas propostas de ordenamento e desenvolvimento presentes no Plano Regional de Ordenamento do Território do Alto Mondego (DROC, 1986)

¹⁴ 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 and 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 arifes.

As FGC 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 (Figura 21), 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 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 perigosidade de incêndio florestal 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 diminuir a superfície percorrida por grandes incêndios (função 1), mas desempenhando igualmente as restantes;
- Rede secundária, de nível municipal, estabelecida essencialmente para a redução dos efeitos da passagem de grandes incêndios (função 2);
- Rede terciária, de nível local e apoiada nas redes viária, eléctrica e divisional das explorações agro-florestais, para isolamento de focos potenciais de ignição (função 3).



Figura 21. Esquema síntese das FGC (GUIOMAR *et al.*, 2006)

PLANA *et al.* (2005) refere que as dimensões das FGC 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; e 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 (CNR, 2005). No SNDFCI consta uma lista de elementos que devem ser tidos em consideração para o planeamento, instalação e manutenção das redes primárias de faixas de gestão de combustível, designadamente:

- A sua eficiência no combate a incêndios de grande dimensão;
- A segurança das forças responsáveis pelo combate;
- O valor sócio-económico, paisagístico e ecológico dos espaços rurais;
- As características fisiográficas e as particularidades da paisagem local;
- O histórico dos grandes incêndios na região e o seu comportamento previsível em situações de elevado risco meteorológico;
- As actividades que nelas se possam desenvolver e contribuir para a sua sustentabilidade técnica e financeira.



Fotografia 1. FGC gerida com fogo controlado em Gouveia (Autor: Adriano Germano)

A largura de cada faixa não deve ser inferior a 125 m e deve desenvolver-se em linhas onde o combate 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 ha¹⁵, 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).

As redes primárias de faixas de gestão de combustível são definidas pelos PDDFCI e obrigatoriamente integrados no planeamento municipal e local de defesa da floresta contra incêndios.

5.1.2 MOSAICOS DE PARCELAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS

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 eliminação de 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).

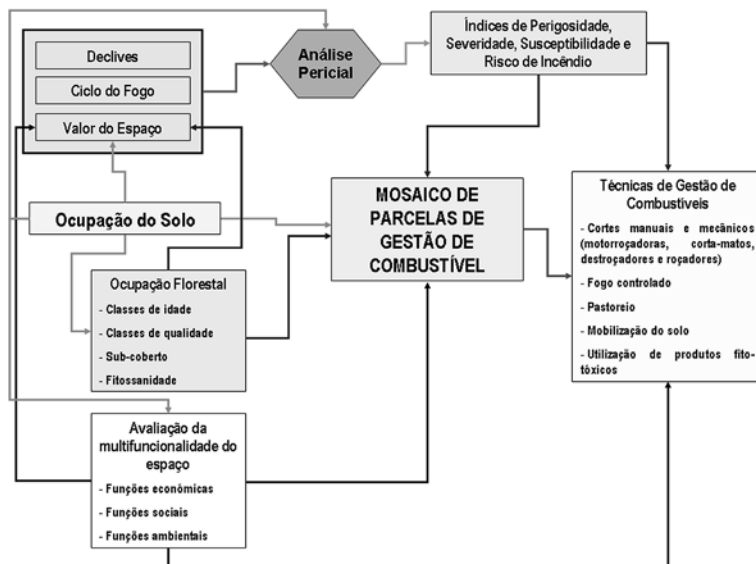


Figura 22. Esquema simplificado dos elementos a analisar para determinar as áreas que anualmente serão sujeitas a práticas de gestão de combustíveis e respectivas técnicas (GUIOMAR et al., 2007b)

¹⁵ No SNDCl é referido que as FGC da Rede Primária devem definir compartimentos que, preferencialmente, devem possuir entre 500 ha e 10000 ha.

O objectivo final consiste em garantir um ordenamento espacial de áreas geridas 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.

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. Não poderão igualmente ser esquecidas todas as funcionalidades do território, tal como terá que estar sempre presente o processo de adaptação de usos 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 das espécies a integrar, num quadro de gestão multifuncional do território (Figura 22).

5.2 TIPOLOGIA DE ACÇÕES DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS FLORESTAIS

Acrescente ocorrência de incêndios florestais, de maior extensão e intensidade, evidenciou a necessidade de encetar esforços na gestão de combustíveis a escalas maiores de intervenção. Estes factos exigem que a gestão dos recursos naturais seja repensada e sejam adoptadas formas de gestão mais apropriadas, garantindo a minimização dos efeitos adversos causados pelos incêndios florestais.

Todos os métodos e técnicas de gestão de combustíveis devem ser analisados e comparados de forma a eger os mais adequados e sustentáveis na gestão dos recursos naturais em cada caso particular (FORTIER e MESSIER, 2006). Desta forma, o planeamento estratégico da gestão de combustíveis, através da selecção dos locais de maior eficiência e da adopção dos melhores métodos para o seu tratamento, permite garantir de forma sustentável a manutenção e continuidade dos recursos naturais.

São várias as técnicas de gestão de combustíveis, estando a selecção de cada uma delas dependente de vários factores a considerar e objectivos propostos, sendo frequente que a decisão mais apropriada seja a combinação de diferentes métodos. A identificação de condicionantes locais como o declive do terreno ou a presença de afloramentos rochosos, podem constituir limitações ao uso de algumas técnicas (e.g. operações mecânicas pelas curvas de nível). Por outro lado, a avaliação dos aspectos sócio-económicos, principalmente os que se relacionam com os custos das operações e com o uso do solo também têm que ser considerados no processo de decisão sobre a estratégia a seguir. Por fim, mas não menos importantes, os aspectos ambientais, essencialmente aqueles que se relacionam com as funções de regulação dos ecossistemas, devem ser equacionados de modo a minimizar os impactes das acções.

5.2.1 MÉTODOS MANUAIS

Actualmente são poucas as operações que se realizam de forma manual para gestão da vegetação. Contudo, em determinadas situações ainda se recorre ao corte de alguns

tipos de matos, desrama e ao descasque manuais. Na gestão manual das florestas são utilizadas enxadas, foixões, serras de desbaste e/ou roçadoras (SANTOS, 1999).

5.2.2 MÉTODOS MOTO-MANUAIS

A gestão moto-manual de combustíveis permite maior selectividade de espécies, indicada para locais onde não é possível o uso de mais nenhuma outra técnica, seja por condicionantes morfológicas do território, ou pela presença de espécies ou comunidades vegetais protegidas ou ecologicamente sensíveis.

Os equipamentos manuais motorizados mais divulgados são as motorroçadoras e motosserras, sendo as primeiras utilizadas principalmente para roçar, destroçar mato ou cortar de sebes, e as segundas no abate de árvores (SANTOS, 1999).

A utilização de motorroçadoras permite o corte do material vegetal e destroçamento do mato, permitindo reduzir ou modificar o combustível superficial. Uma vez que o combustível permanece no local após o corte, deve proceder-se à sua remoção, de forma a diminuir a perigosidade de incêndio, provocado pelo combustível morto e seco. Permite cortar o mato em terrenos de grandes declives (superiores a 30%) ou com bastantes afloramentos rochosos, onde é impossível operar com outros tipos de maquinaria. Segundo SILVA e LOPES (2002), para o estrato arbustivo poderão utilizar-se motorroçadoras de disco, para cortar vegetação até 5 cm de diâmetro.

As motosserras são os equipamentos mais comuns para trabalhos de desramação, toragem e abate de árvores de diferentes dimensões. Sendo uma máquina fácil de transportar, pode ser utilizada em todo o tipo de terrenos, requerendo alguma perícia por parte dos técnicos motosserristas, dada a constante exposição a diferentes riscos de acidente (WANG *et al.*, 1998). Contudo, durante as acções de desrama¹⁶, realizadas com o objectivo de promover a descontinuidade vertical do combustível, promove-se a adição de combustível ao estrato superficial gerando condições extremas de combustibilidade (GRAHAM *et al.*, 2004). Por outro lado, o abate de árvores, pode conduzir a condições favoráveis à propagação de incêndios, devido ao aumento da penetração de ventos e à exposição à radiação solar, diminuindo a humidade do combustível e favorecendo o desenvolvimento da vegetação do sub-bosque (WANG *et al.*, 1998).

Todo o material lenhoso resultante destas operações poderá ser estilhaçado e/ou triturado e incorporado, ou ainda tratado com recurso ao fogo controlado, quando possível.

5.2.3 MÉTODOS MECÂNICOS

O recurso a métodos mecânicos para gestão de combustíveis tem como objectivo a destruição da parte aérea dos matos com ou sem mobilização do solo. A possibilidade de mecanização das operações depende essencialmente das características morfológicas do terreno, da dimensão da área de intervenção, do tipo de combustível florestal, da estrutura dos povoamentos florestais. De acordo com SANTOS (1999), os afloramentos rochosos costumam ser a maior limitação ao uso deste tipo de equipamentos.

¹⁶ São recomendadas em árvores que tenham ramos ao nível do estrato arbustivo, evitando-se, assim, o contacto entre os estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos.

A utilização silvícola destes equipamentos prende-se, fundamentalmente, com a abertura de acessos no meio da vegetação, construção de aceiros e arrifes, trituração de matos ou de desperdícios de madeira, remoção completa da vegetação de superfície e das suas raízes, corte e incorporação dos combustíveis no solo.

Na gestão de combustíveis florestais com meios mecânicos são usados tratores agrícolas adaptados ao trabalho florestal (de rastos ou rodas) ou outro tipo de maquinaria pesada (e.g. bulldozers). As alfaias mais comuns acopladas a estas máquinas são lâminas frontais, grades de discos pesadas, destroçadores de martelos, facas ou correntes e trituradores (SANTOS, 1999). Segundo o mesmo autor, os tratores que accionam os equipamentos mecânicos utilizados no controlo dos matos podem ser tratores agrícolas modificados ou tratores florestais. De entre os meios utilizados são destacados:

- Grades de discos pesadas, arrastadas por um tractor florestal, sendo esta constituída por discos giratórios que permitem o corte e incorporação do combustível no solo, com mobilização do terreno até 40 cm de profundidade. É mais eficaz em terrenos com pouca dureza, de baixo declive e ocupados por matos baixos. Tem o inconveniente de afectar o sistema radicular superficial do arvoredo.
- Destroçadores, que permitem as roças de mato, destruindo a parte aérea das plantas, podendo também assegurar o seu enterramento parcial, facilitando a decomposição dos destroços. Os órgãos de corte mais comuns são correntes (corte resulta por impacto), martelos e facas (corte pela combinação da energia cinética e do seu poder cortante accionadas pela tomada de força do tractor).
- Os trituradores, são equipamentos que permitem triturar a vegetação, sendo necessário proceder previamente ao corte e transporte do material para o local onde a unidade se encontra. Exige a grande disponibilidade de material para alimentar o destroçador, de forma a rentabilizar este equipamento (SANTOS, 1999).



Fotografias 2 e 3. Grade de discos acoplada a tractor agrícola e destroçador de correntes (Autor: João Tomé)

Os inconvenientes traduzem-se sobretudo na permanência de detritos no solo e na rápida recuperação da vegetação, nomeadamente das espécies de regeneração vegetativa, pelo que a mobilização do solo pode constituir, dentro dos meios mecânicos enunciados, a forma mais eficaz de eliminar o combustível do sub-coberto, dado permitir simultaneamente o corte e o enterramento do material combustível existente (SILVA e LOPES, 2002).

5.2.4 MÉTODOS QUÍMICOS

Consiste no recurso a produtos fitofarmacêuticos, usados principalmente na agricultura e para controlo de vegetação herbácea, mas que podem igualmente ser usados nos sistemas florestais para controlo de alguns tipos de vegetação arbustiva. A aplicação de herbicidas ou arbusticidas é eficiente na erradicação da vegetação do sub-bosque, mas implica a sua posterior remoção dado o efeito consistir apenas na dessecação das plantas, contribuindo assim no curto/médio prazo para o aumento do potencial de propagação do fogo no local, promovido pela existência de combustível morto e seco. Estas acções devem ser complementadas com outros tipos de gestão de combustíveis (SANTOS, 1999; SILVA e LOPES, 2002).

Segundo SILVA e LOPES (2002) a intervenção ao nível do subcoberto dos povoamentos através da utilização de produtos fito-tóxicos, apresenta ainda condicionalismos de natureza económica e de natureza ambiental, pelo perigo de contaminação de aquíferos e fauna.

A aplicação de fitocidas pode ser feita com vários tipos de equipamentos, nomeadamente pulverizadores manuais, accionados por tractores ou motos, e por meios aéreos (SANTOS, 1999). Podem ser aplicados de diversas formas, pulverização da parte aérea, por corte e pulverização da toixa ou injecção no tronco.

O glifosato¹⁷ é uma substância activa que apresenta bons resultados no controlo da vegetação, e no ambiente apresenta características particulares. É retido no solo, até níveis elevados, e apesar de tudo, a lixiviação não é significativa (KOOLS *et al.*, 2005). Segundo os mesmos autores quando o glifusato atinge o solo, a degradação por microorganismos é a forma de biodegradação mais comum. O tempo de residência do glifusato é geralmente inferior a 60 dias, havendo uma completa dissipação entre os 12 a 15 meses (COUTURE *et al.*, 1995).

5.2.5 FOGO CONTROLADO

Entende-se por fogo controlado o uso do fogo na gestão de espaços florestais, sob condições, normas e procedimentos conducentes à satisfação de objectivos específicos e quantificáveis, executado sob responsabilidade de técnicos credenciados pela AFN. A

¹⁵ Glyphosato (N-phosphonomethylglycine) – É um forte inibidor da 3-enolpyruvylshikimate-5-phosphate synthase, uma enzima específica das plantas (VOET e VOET, 1998). Várias partes do metabolismo das plantas são perturbadas pela sua acção, particularmente aminoácidos aromáticos (HARTZLER, 2001). É um herbicida sistémico não selectivo (FRANZ *et al.*, 1997). Vários estudos já demonstraram o seu modo particular de acção, o glifusato é altamente tóxico para as plantas e praticamente não tóxico para os animais (WILLIAMS *et al.*, 2000; TATUM, 2004).

multiplicidade de aplicações do fogo controlado é vasta: redução da carga de combustível, manutenção de espaços florestais, defesa da floresta contra incêndios, gestão cinegética, conservação da natureza, controlo de infestantes, renovação de pastagens, perpetuação de espécies dependentes do fogo, preparação de áreas para plantação ou sementeiras, e abertura de acessos.

O fogo é, seguramente, a técnica de gestão de combustível mais antiga que terá sido utilizada. No entanto a utilização de fogo controlado para redução dos combustíveis florestais depara com algumas resistências (REGO, 1993b), embora os riscos de efeitos ecológicos negativos sejam minimizados perante um fogo correctamente planeado e executado (REGO, 1986). Por outro lado, o fogo controlado parece ser a única técnica compatível com a aplicação da gestão de combustíveis numa escala espacial significativa (FERNANDES, 2006), revelando inclusivamente elevado potencial na manutenção de faixas de gestão de combustíveis (MOLINA, 2000).



Fotografias 4 e 5. Fogo controlado em pinhal bravo no Perímetro Florestal de Rio Mau (à direita) e para gestão de matos no Perímetro Florestal da Quinta da Nogueira (à esquerda) (Autor: Pedro Palheiro)

O fogo controlado é uma técnica que pressupõe uma execução segura, perante correctas condições meteorológicas e processos de ignição apropriados às características do combustível existente e à topografia da região (FERNANDES et al., 2000a; BOTELHO et al., 2002; BOTELHO et al., 2008). Tais processos de ignição envolvem a especificação de uma prescrição, a elaboração de um plano de queima com objectivos específicos e um processo de avaliação para um propósito mais científico (BOTELHO et al., 2002).

A prescrição define as condições às quais a execução de uma queima deve obedecer para que os objectivos inicialmente traçados sejam atingidos. A prescrição deve ser definida em função do comportamento do fogo, logo deve ser flexível, para que possa haver modificações em caso de alterações das condições meteorológicas, e ampla, permitindo várias oportunidades de execução durante uma época de queima, mas suficientemente específica para que se cumpram os objectivos propostos (BOTELHO et al., 2002).

As acções de fogo controlado para gestão de combustíveis devem incidir em zonas que reduzirão o potencial de propagação de um incêndio florestal. As áreas seleccionadas para a realização de acções de fogo controlado deverão ser integradas num plano de fogo controlado, projectado de três a cinco anos, que deverá ser submetido à apreciação e aprovação da respectiva CMDF.

Por outro lado, a gestão das florestas com fogo controlado reintroduz um processo histórico de perturbação que falha noutras técnicas silvícolas, e pode promover a heterogeneidade espacial, reintroduzido essencialmente em sistemas onde a conservação e a biodiversidade e onde a restauração dos processos históricos dos ecossistemas são primordiais (KAUFFMAN 2004; BOYLES e AUBREY, 2006).

Os meses de Novembro a meados de Março constituem a época mais apropriada para a prática de fogo controlado, e em casos de anos com uma precipitação elevada nos meses de Outubro, este período também poderá ser considerado como potencial para a execução de fogo controlado. Todavia esta técnica poderá ser utilizada sempre que se reúnam as condições incluídas dentro do intervalo de prescrição previamente definidas (BOTELHO *et al.*, 2002), desde que utilizada por pessoas capacitadas para o efeito. O Decreto-Lei n.º 17/2009 de 14 de Janeiro, art. 26º, permite a realização de acções de fogo controlado durante o período crítico, desde que o índice meteorológico de perigosidade de incêndio florestal seja inferior ao nível elevado e mediante autorização da ANPC.

5.2.6 SILVOPASTORÍCIA

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, quer através da associação de comunidades rurais para aquisição de rebanhos comuns (CASTRO, 1998), quer pelo financiamento de pastoreio em regime intensivo (SAN-MIGUEL, 2001).

Nos sistemas de uso tipicamente multifuncionais e onde a pastagem abunda, os incêndios florestais não constituem problemas de maior dada a presença de animais que permitem controlar o desenvolvimento da vegetação. No entanto em áreas mais deprimidas, e quando o objectivo principal seja a redução de combustíveis, a gestão do efectivo animal tem que ser orientada para esse efeito, de modo a que os animais sejam obrigados a alimentarem-se da vegetação disponível. GREEN e NEWELL (1982) apresentaram os resultados da manutenção de faixas de gestão de combustível através do pastoreio com caprinos.



Fotografias 6 e 7. Manutenção de faixas de gestão de combustível através do pastoreio com gado caprino (GREEN e NEWELL, 1982)

A silvopastorícia permite simular um importante factor ecológico (grandes herbívoros), com efeitos benéficos na manutenção de determinadas espécies ou ecossistemas, aplicável em solos declivosos ou pedregosos e em zonas sensíveis do ponto de vista paisagístico, de baixo ou nulo custo permite ainda aumentar o produto agrícola e potenciar o emprego local nas zonas florestais mais deprimidas (PINHO, 2008).

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 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.

No entanto, PINHO (2008) refere a inexistência de métodos de pastoreio especificamente orientados para a gestão de combustíveis e a composição dos ecossistemas florestais como aspectos negativos ou pelo menos condicionadores do recurso a esta forma de gerir combustíveis florestais, assim como a ausência de ordenamento silvopastoril pode apresentar impactes negativos no desenvolvimento de alguns ecossistemas.

5.3 COMPARAÇÃO ENTRE AS DIFERENTES TÉCNICAS DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS

5.3.1 VANTAGENS, DESVANTAGENS E ANÁLISE CUSTO-BENEFÍCIO-PRODUTIVIDADE

Quanto à eficácia das técnicas, segundo STEPHENS (1998) o fogo controlado, aplicado como única técnica ou em conjunto com operações mecânicas, é o mais eficaz na diminuição do potencial de propagação extremo de incêndios florestais. Poucas ou nenhuma técnicas de gestão de combustíveis podem competir com o fogo controlado no que toca à sua eficiência, sendo o método menos dispendioso que existe para a execução de inúmeros objectivos e tarefas que possam estar previstas na gestão de uma área (WADE *et al.*, 1989).

O fogo controlado é reconhecido como uma técnica a considerar na elaboração dos planos de defesa da floresta contra incêndios, sendo muitas vezes apontada como a melhor solução quando ponderada a relação custo-benefício. É uma técnica de gestão de combustíveis conhecida pelos seus baixos custos e rapidez de execução, podendo gerir-se num só dia vários hectares, que levariam semanas com outro tipo de soluções, podendo ser aplicado numa grande diversidade de terreno e de formações. A sua produtividade e baixo custo justificam o investimento.

Segundo SANTOS (1999) as operações manuais de gestão de combustíveis são delicadas e muito exigentes em mão-de-obra, de gestão frequentemente difícil devido à escassez de recursos humanos, de baixo rendimento, eficácia variável, tornando-se mesmo uma das principais causas do aumento dos encargos com os trabalhos florestais, tendo vindo a ser abandonada e substituída por outras soluções.

Relativamente ao rendimento das motorroçadoras, e apesar da grande variabilidade, a bibliografia indica valores de ± 1000 m²/dia, sendo ainda normalmente necessário retirar do local o material cortado ou destruir o material que ficou por cortar (SANTOS, 1999). A utilização de motosserras é apenas rentável, quando as condições de terreno ou povoamento não permitem a entrada de outros equipamentos de abate ou quando os volumes de madeira a abater não compensam a utilização de outras máquinas (WANG *et al.*, 1998).

Para SILVA e LOPES (2002) a intervenção ao nível do subcoberto dos povoamentos pode ainda processar-se através da utilização de produtos fito-tóxicos, mas salienta que apresentam condicionalismos de natureza económica que se relacionam com os elevados custos associados. Aos custos já de si geralmente elevados, ainda devem ser acrescidos os resultantes da eliminação dos matos cortados.

O Quadro 6 sistematiza os custos médios das operações de gestão de combustíveis florestais.

Quadro 6. Custos das operações de gestão de combustíveis

Tipo de Operação	Custos (€)			Produtividade média (ha/dia)	
	Mínimos (ha)	Condições do trabalho	Máximos (ha)		
Gradagem pesada Tractor agrícola de lagartas (90hp)	76,08*	a) Declive: 0-5% b) Grau de pedregosidade: <10% c) Vegetação: h<0,30m d) N.º de entre linhas >25/ha ou área a intervir <75%	126,8*	a) Declive: >25% b) Grau de pedregosidade: >50% c) Vegetação: h>0,50m d) N.º de entre linhas <15/ha ou área a intervir >85%	3,2 a 5,3*
Limpeza com motorroçadora (4 a 12 jornas)	359,48*	a) Declive: 0-5% b) % de elementos grosseiros com diâmetro >100mm: <10 %	1078,44*	a) Declive: >25% b) % de elementos grosseiros com diâmetro >100mm: >50%	1
Destroçadores de martelos	214,92*	a) Declive: 0-5% b) % de elementos grosseiros, com diâmetro >100 mm: <10% c) Vegetação herbácea e/ou arbustiva: h<1,0m	376,11*	a) Declive: >25% b) % de elementos grosseiros, com diâmetro > 100 mm, > 50% c) Vegetação arbustiva: h>2,0m	1 a 2
Destroçador de facas ou correntes	147,96*	a) Declive: 0-5% b) % de elementos grosseiros, com diâmetro >100 mm: <10% c) Vegetação herbácea e/ou arbustiva: h<0,5m	246,6*	a) Declive: >25% b) % de elementos grosseiros, com diâmetro >100 mm: >50% c) Vegetação arbustiva: h<1,5m	1,5 a 3
Fogo controlado (trabalho especializado) Não incluiu abertura de faixas de contenção	91,1*	Povoamentos a) Declive: 0-5% b) Área: >4 ha c) Carga de combustível: < 12 ton/ha	455,5*	Povoamentos a) Declive: >25% b) Área: <2 ha c) Carga de combustível: >12 ton/ha	1 a 150
	91,1*	Matos a) Declive: 0-5% b) Área: >6 ha	364,4*	Matos a) Declive: >25% b) Área: <2 ha	
Produtos fitossanitários (Fitofarmaco incluído)	98,91*	Tratamento aéreo	98,91*	Tratamento aéreo	***

* Valores referentes às tabelas da CAOF – Comissão de Acompanhamento das Operações Florestais 2008/2009

Como nota comum a todas as técnicas, com excepção do fogo controlado, aos custos de operação devem ser acrescentados os resultantes da eliminação dos resíduos florestais que ao permanecerem no chão aumentam o potencial de propagação do fogo no local.

Para 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.

RIGOLOT *et al.* (1998) demonstraram que a combinação de fogos controlados com cargas moderadas de pastoreio, valorizam as potencialidades da pastagem do local pela repetitiva supressão da competição. ÉTIENNE e RIGOLOT (2003) salientam o interesse que existe em integrar o pastoreio com as restantes formas de intervenção, pois apenas a combinação de diferentes técnicas permite atingir uma certa eficácia.

Os resultados obtidos por MANSO *et al.* (2005) evidenciam a eficácia do fogo controlado na redução da cobertura e altura da vegetação, assim como, do biovolume de combustível. O pastoreio mostrou, essencialmente, um papel importante na manutenção dos efeitos das intervenções de fogo controlado e corte, alargando os seus intervalos de execução, sendo, no entanto, de referir o seu efeito selectivo na composição florística dado que existem agrupamentos vegetais evitados pelos animais perante a disponibilidade de outros.

Face ao exposto é desejável procurar articulação, em locais onde o uso tradicional do fogo para renovação de pastagens é uma realidade, entre os diferentes stakeholders, que se espera benefícios tanto em termos de custos associados, como ao nível a eficiência da gestão a médio e longo prazo, uma vez que o pastoreio pode fazer a manutenção dessas faixas, aumentando o período de retorno das intervenções.

O Quadro 7 apresenta uma síntese listando as principais técnicas de gestão de combustíveis, assim como as vantagens e desvantagens de cada uma.

Quadro 7. Quadro comparativo das diferentes técnicas de gestão de combustível (adaptado de PINHO, 2008)

Método	Custo	Necessidade de tratamentos prévios ou complementares	Vantagens	Desvantagens
Mecânico (corta-mato)	Corta-mato de correntes (+), de facas (++) e de martelos (+++), com eficiências variáveis	Não	Não afecta a estrutura do solo, permite alguma selecção de espécies a remover, preserva alguma capacidade regenerativa da vegetação, não requer operadores especializados	Eficiência e custos muito dependentes do tipo de solo e declive, usualmente apenas para pequenos diâmetros, não reduz a quantidade total de combustível lenhoso, pode aumentar localmente o perigo de incêndio por criar um novo estrato contínuo de combustível na superfície do terreno, baixa produtividade. Utilização limitada pelos afloramentos rochosos, declive e compasso e diâmetro das espécies lenhosas.
Mecânico (lâmina)	+	Não	Execução simplificada mesmo em declives acentuados e com maior carga de biomassa, garante uma eliminação mais duradoura da vegetação, não requer operadores especializados	Tem impactes negativos na estrutura e fertilidade do solo, gerador de erosão e de forte impacte na paisagem, apenas utilizável em parcelas ou faixas de pequena dimensão, pode gerar localmente acumulações de combustível

Mecânico (destroçador tipo slashbuster)	(+++)	Não	Muito selectivo e versátil, tratando outros estratos não acessíveis por outros métodos (ex. copado)	Não testado no continente europeu, não reduz a quantidade total de combustível lenhoso, requer operadores especializados
Mecânico (grade)	++	Não	Execução simplificada mesmo em declives acentuados e com maior carga de biomassa, garante uma eliminação mais duradoura da vegetação, não requer operadores especializados	Contribui para a diminuição da fertilidade do solo, afecta a sustentabilidade dos povoamentos a médio/longo prazo, destrói o sistema radicular superficial dos povoamentos, podendo contribuir para a disseminação de fungos radiculares como acontece nas quercíneas
Mecânico (estilhaçador)	++/-	Sim	Incorpora no terreno biomassa mais facilmente decomponível, permite o aproveitamento alternativo de biomassa para outros fins, pouco exigente em termos de operadores especializados	Necessita sempre de tratamento prévio (desramação, desbaste, corte, etc), não reduz a quantidade total de combustível lenhoso presente no solo, pode aumentar localmente o perigo de incêndio por criar um novo estrato contínuo de combustível na superfície do terreno. Exigente em jornas. Limitado pelos afloramentos rochosos, declive e compasso dos povoamentos.
Moto-manual	++++	Sim	Altamente selectivo permite escolher as espécies a cortar ou a manter, adequado para zonas sensíveis do ponto de vista paisagístico, nas interfaces urbanas ou em terrenos declivosos, pedregosos ou com muitos afloramentos rochosos.	Necessita de tratamentos complementares (queima, estilhaçamento, etc), apenas para pequenos diâmetros, requer especialização dos operadores, exigente em jornas. Processo extremamente lento, não adaptado ao tratamento de grandes superfícies.
Fitocidas	++	Sim	De fácil aplicação e eficaz na acção de morte das plantas, pouco exigente em termos de operadores especializados.	Não aplicável em larga escala, em áreas classificadas e em zonas de protecção dos recursos hídricos. Não reduz a quantidade total de combustível lenhoso presente no solo, aumenta localmente o perigo de incêndio por incrementar radicalmente a proporção de combustíveis mortos
Fogo controlado	+	Sim	De baixo custo devido ao elevado rendimento superfície tratada/jorna, simula um importante factor ecológico com efeitos benéficos na manutenção de determinadas espécies ou ecossistemas. Aplicável em solos pedregosos ou declivosos, quando executado por pessoal experimentado permite alguma selectividade das espécies a eliminar.	Muito dependente das condições meteorológicas, não aplicável em zonas com restrições paisagísticas, se mal planeado ou executado pode afectar a sanidade ou valor económico de certos povoamentos ou alastrar, requer especialização de operadores
Silvopastorícia	+/-	Sim	Simula um importante factor ecológico (grandes herbívoros), com efeitos benéficos na manutenção de determinadas espécies ou ecossistemas, aplicável em solos declivosos ou pedregosos e em zonas sensíveis do ponto de vista paisagístico, de baixo ou nulo custo permite ainda aumentar o produto agrícola e potenciar o emprego local nas zonas florestais mais deprimidas	Inexistência de métodos de pastoreio especificamente orientados para a gestão de combustíveis e da composição dos ecossistemas florestais, na ausência de ordenamento silvopastoril pode apresentar impactos negativos no desenvolvimento de alguns ecossistemas (ex. plantações jovens)

Em locais onde qualquer uma das técnicas se afigura de difícil execução, devem estimar-se as relações custo-benefício entre o custo de tratamento dos combustíveis, o benefício da redução de perigosidade associado ao risco de perda de valor, e o custo de recuperação da área afectada (RIDEOUT e OMI, 1995).

5.3.2 EFEITOS SOBRE A VEGETAÇÃO E HORIZONTES DE APLICAÇÃO

Avaliar os 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). As práticas de gestão florestal são consideradas como as causas mais significativas de perda da diversidade das espécies vegetais (GILLIAM e ROBERTS, 1995). Todavia, um aumento do número de estudos mostrou 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).

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, que promovem o aparecimento de espécies heliófilas pioneiras que rapidamente colonizam as áreas abertas, causando mudanças significativas na composição de povoamentos (BRASHEARS *et al.*, 2004; MONTÈS *et al.*, 2004). BROKAW e LENT (1999) também verificaram que a estrutura simples vertical em povoamentos cortados pode ser explicada pela baixa riqueza de espécies arbóreas observadas. WANG e NYLAND (1993) constataram 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 umbrófilas. O aumento da diversidade de espécies arbóreas após o corte foi igualmente reportado por CROW *et al.* (2002) e por ROWLAND *et al.* (2005).

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.

Quadro 8. Potencial valorização de algumas espécies através do pastoreio (DIAS, 2008)

Formação vegetal	Principais plantas valorizadas no pastoreio	Principais partes utilizadas	Principais épocas de aproveitamento
Montado de azinho	<i>Quercus rotundifolia</i>	Folhas Bolotas	Todo o ano Novembro a Fevereiro
Carrascal	<i>Olea europaea var. sylvestris</i>	Folhas e frutos	Todo o ano
Estevais	<i>Cistus ladanifer</i>	Folhas Flores Frutos	Inverno/Primavera Primavera Abril a Junho
Sargaçais	<i>Cistus monspeliensis</i> <i>Rosmarinus officinalis</i> <i>Genista hirsuta</i>	Flores e frutos Folhas e flores Folhas, flores e frutos	Primavera Outubro a Fevereiro Abril a Maio
Rosmaninhais	<i>Lavandula spp.</i>	Flores e frutos	Final da Primavera
Arrelvados húmidos	<i>Cynodon dactylon</i>	Folhas	Primavera/Verão
Vegetação ripícola	<i>Arundo donax</i> <i>Rubus ulmifolius</i>	Folhas Folhas e frutos	Todo o ano Primavera/Verão
Figueirais	<i>Ficus carica</i>	Folhas e frutos	Verão/Outono

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 salviifolius* 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 spp.*, ou porque são preteridas na presença de outras, como o *Cistus monspeliensis*, a *Phillyrea angustifolia* ou o *Rhamnus alaternus*. 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.

Segundo BRUNO-SOARES (2008) o *Cistus salviifolius* tem sido frequentemente a base de alimentação de rebanhos de ovinos em épocas do ano de pastagem escassa. As suas folhas são a componente mais ingerida pelos animais. Contudo, a sua ingestão em determinadas fenofases deve ser cuidadosa pela presença de compostos antinutricionais, nomeadamente compostos fenólicos que podem provocar problemas metabólicos aos animais (BRUNO-SOARES *et al.*, 2003). DIAS (2008) salienta a apetência dos caprinos pelo *Cistus ladanifer*, a espécie arbustiva com maior expressão na zona adjacente da Albufeira de Castelo do Bode, depende da época do ano, sendo o consumo de folhas evitado no Verão, devido à elevada concentração de ladano e taninos, que as torna bastante viscosas e pouco palatáveis. As flores e os frutos são bastante apreciados pelos caprinos.

DIAS (2008) coloca em evidência o consumo da *Genista hirsuta* pela importância desta planta na dieta dos caprinos, por ser uma espécie com elevado valor proteico. Estima-se que o consumo desta espécie represente mais de 90% do consumo total de leguminosas. MANSO (2008) conclui que o pastoreio pode ser uma técnica a utilizar combinada com outras, com resultados muito positivos em comunidades de *Pterospartum tridentatum*, mas sem afectar significativamente o volume de espécies do género *Erica spp.*, o que pode ser explicado pela menor apetência dos caprinos para as ericáceas. RODRÍGUEZ *et al.* (2008) refere o gado equino controla bem o estrato arbustivo dominado por tojos, mostrando preferência por estas leguminosas, mas quando o efeito do pastoreio dificulta a recuperação destas espécies, consomem outras, menos palatáveis, como *Rubus spp.*

O recurso a diferentes regimes de pastoreio também pode constituir uma solução interessante para algumas áreas. Segundo DUREAU *et al.* (2003) a utilização durante 7 anos duma formação densa de *Quercus coccifera* por caprinos, complementada com algumas passagens de ovinos, traduziu-se numa diminuição média de 25% da cobertura daquela espécie arbustiva.

Outro factor que deve ser avaliado está relacionado com intensidade do pastoreio e respectivos impactes na riqueza de espécies e abundância, uma vez que pode verificar-se neste caso uma relação negativa (JANSEN *et al.*, 1999).

No que respeita ao fogo controlado, DELGADO (2001) sistematiza os seguintes efeitos da sua realização 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. O uso do fogo e o pastoreio estão intimamente relacionados, e segundo RIGOLOT *et al.* (2002) e mais tarde PONS *et al.* (2003), concluíram que 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.

De salientar ainda que qualquer operação de gestão de combustíveis na adjacência de áreas onde se verifique a presença de espécies invasoras pode constituir uma via para a invasão de áreas maiores (MERRIAM *et al.*, 2007), pelo que este facto deve ser ponderado no período de planeamento das intervenções.

5.3.3 PRINCIPAIS IMPACTES SOBRE A BIODIVERSIDADE FAUNÍSTICA

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. Este facto é evidenciado por (PONS *et al.*, 2003) que refere que aumento do recurso ao uso do fogo como uma ferramenta de gestão

tem vindo a gerar uma crescente preocupação sobre as consequências da sua utilização, especialmente no que respeita aos efeitos do fogo controlado na biodiversidade.

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 que são socialmente e tecnicamente aceites, embora pouco se saiba sobre os seus reais impactes.

Pequenos mamíferos

As populações de pequenos mamíferos podem ser afectadas directamente ou indirectamente pelo fogo controlado (BRENNAN *et al.*, 1998). A mortalidade directa pode depender da intensidade do fogo, assim como da condição fisiológica dos animais (MONROE e CONVERSE, 2006). Queimas controladas realizadas na Primavera podem causar mais mortalidade uma vez que muitos destes animais se encontram em período de reprodução (SMITH, 2000). Para o mesmo autor a alteração de habitat pode ter um impacte mais significativo do que a mortalidade directa provocada pelo fogo. Verifica-se que em áreas intervencionadas na Primavera existe uma maior cobertura de resíduos grosseiros que são importantes elementos do habitat de muitas espécies de pequenos mamíferos (LEE, 2004), quando comparadas com áreas intervencionadas no Outono (KNAPP *et al.*, 2005), mas apresentam maior cobertura do sub-bosque um ano após a intervenção (KNAPP *et al.*, 2007).

MONROE e CONVERSE (2006) não encontraram diferenças entre os dois períodos em que foram realizadas as queimas, nem impactes significativos, resultantes do fogo controlado, nas comunidades de pequenos mamíferos estudados. No entanto estes dados podem ser diferentes dependendo da qualidade do habitat antes da realização das queimas (CONVERSE *et al.*, 2006). Os estudos desenvolvidos por DELGADO (2001) permitiram concluir que as populações de pequenos mamíferos não pareceram ser muito influenciadas pelo fogo. MONZÓN *et al.* (2004) evidenciam o recurso ao uso do fogo para aumentar a heterogeneidade espacial em comunidades de matos para promover o aumento da abundância do coelho-bravo, espécie de elevado valor cinegético.

Avifauna

As aves, em particular os passeriformes nidificantes, têm sido usados com sucesso para avaliar as alterações ecológicas à escala da paisagem decorrentes ou não de acção antrópica (BLONDEL e FARRÉ, 1988; HANSEN e URBAN, 1992; TELLERÍA *et al.*, 1992; PREISS *et al.*, 1997).

PONS *et al.* (2003) estudaram o uso tradicional do fogo, em sistemas montanhosos, para renovação de pastagens e os impactes na avifauna. Os seus resultados demonstraram que esta forma de exploração e gestão da terra coincide em muitos pontos com objectivos de conservação, e provaram trazer benefícios para a conservação de aves.

Foi ainda observado que, em áreas não ardidas há muito tempo, se registava uma elevada abundância de aves, mas uma menor riqueza de espécies e com menor valor de conservação.

Segundo MOREIRA *et al.* (2003) o fogo afecta temporariamente a abundância das aves mas não a riqueza de espécies, provavelmente devido às reduzidas dimensões das parcelas de queima. Os mesmos autores verificaram que após 5 anos, a abundância das aves era similar nas parcelas de controlo, sugerindo que este intervalo de tempo entre queimas garante a manutenção da diversidade das aves à escala dos povoamentos. Não obstante, os objectivos da prevenção de incêndios florestais, estes dados devem ser tomados em consideração aquando da definição da frequência do fogo controlado.

DELGADO (2001) observou efeitos do fogo de curto prazo sobre a frequência de aves, provocando uma diminuição global da sua abundância, nomeadamente de espécies dependentes do estrato arbustivo. No entanto, na segunda Primavera após o fogo esta diferença era negligenciável. No entanto salienta a redução no número de espécies que dependem do estrato arbustivo para nidificar devido à diminuição da cobertura de tojo.

Para a subsistência da riqueza de aves é recomendada a manutenção de aproximadamente 10% do coberto arbustivo (PÄRT e SÖDERSTRÖM, 1999).

Herpetofauna

Alterações na percentagem de coberto vegetal e na vegetação do sub-bosque pode resultar em ambientes mais secos ao nível do solo (PILLIOD *et al.*, 2003), e a redução ou eliminação de árvores nas linhas de água pode alterar a temperatura e composição química da água, e alterar o regime de escoamento nesses locais, e assim modificar os habitats de refúgio para os anfíbios (GRESSWELL, 1999; BURY *et al.*, 2000; PILLIOD *et al.*, 2003).

DELGADO (2001) refere que estudos efectuados em parcelas de fogo controlado no Perímetro Florestal de Entre Vez e Coura não foram observados efeitos negativos sobre as populações de anfíbios e répteis. Estas conclusões são coincidentes com estudos conduzidos noutros países, que indicam que a mortalidade directa dos anfíbios pelo fogo é baixa (FLOYD *et al.*, 2002), que o fogo tem impactes reduzidos nos níveis de diversidade e abundância neste grupo de animais (FORD *et al.*, 1999; FLOYD *et al.*, 2002; KEYSER *et al.*, 2004), e que pode inclusivamente registar-se aumento na abundância de alguns répteis (KEYSER *et al.*, 2004).

A baixa mortalidade directa dos anfíbios após queima, pode dever-se ao facto destes animais preferirem ambientes húmidos, menos susceptíveis ao fogo, ou em túneis subterrâneos semelhantes aos dos pequenos mamíferos, e que os isola do fogo (RUSSELL *et al.*, 1999; PILLIOD *et al.*, 2003).

Nos estudos analisados também não se verificaram efeitos significativos relativamente ao período em que foram realizadas as queimas, embora as queimas controladas

realizadas no final da Primavera resultem num maior consumo da vegetação pelo fogo (KEYSER *et al.*, 2004). A não ser que as condições locais sejam de extrema seca, regista-se sempre a permanência de resíduos florestais e de combustíveis vivos após a realização de uma queima controlada (VAN LEAR e HARLOW, 2000; TRAMMELL *et al.*, 2004), e assim mantêm-se as condições necessárias para a sobrevivência de anfíbios e répteis (RENKEN, 2005).

Estes animais têm padrões de actividade sazonais pelo que se as queimas forem programadas para os períodos de baixa actividade das espécies, elas resultarão em baixa ou nula mortalidade, e as necessidades em termos de habitat manter-se-ão ou poderão ser melhoradas com as intervenções (RENKEN, 2005). Segundo o mesmo autor fogos infrequentes resultam em baixa mortalidade e em impactes insignificantes nas comunidades de anfíbios e répteis.

Operações mais severas como cortes rasos podem afectar negativamente as populações locais de anfíbios (HARPOLE e HAAS, 1999; RUSSELL *et al.*, 2004). A resposta dos répteis às reduções do coberto ao nível do copado está menos estudada, todavia é expectável que algumas espécies possam aumentar em resultado destas intervenções (GREENBERG, 2001; RUSSELL *et al.*, 2004). A remoção de árvores resulta em maior disponibilidade de luz, aumento da temperatura e diminuição da humidade, e redução da manta morta (GREENBERG e WALDROP, 2008). Estas alterações podem provocar a dessecação dos anfíbios mas também facilitar o movimento e os processos de termoregulação de muitos répteis (RUSSELL *et al.*, 2004; KEYSER *et al.*, 2004; RENKEN, 2005).

Os resultados obtidos por GREENBERG e WALDROP (2008) permitem concluir que os métodos de gestão de combustível por eles analisados não afectam negativamente os anfíbios e os répteis em termos da sua abundância e diversidade. Ainda acrescentam que o uso de fogo para redução da percentagem de coberto arbóreo (desbaste térmico) pode ser usado para aumentar a abundância dos répteis sem aparente efeito adverso na abundância de anfíbios.

Não há registos de desaparecimento local de nenhuma espécie nas parcelas estudadas (FORD *et al.*, 1999; FLOYD *et al.*, 2002). No entanto, serão necessários estudos mais detalhados para compreender os potenciais efeitos do fogo sobre este grupo de vertebrados (DELGADO, 2001), em particular no que se refere à frequência das acções e ao período do ano em que são aplicadas, pois podem alterar os resultados apresentados, pelo que se sugere a monitorização das acções realizadas para obter melhores aproximações sobre os seus impactes neste grupo de espécies (GREENBERG e WALDROP, 2008).

Insectos

Pouco se tem estudado sobre o impacte das técnicas de gestão de combustível nas comunidades de insectos. O fogo controlado parece, também aqui, ser a técnica mais

analisada a este nível, muito motivada pela necessidade de se diferenciarem os impactes dos incêndios florestais dos que são provocados pelo fogo controlado, particularmente em ecossistemas susceptíveis ao fogo.

Alguns estudos têm sido conduzidos no sentido de descrever a utilidade do fogo no controlo de pragas de insectos, enquanto outros têm explorado os efeitos do fogo em vários grupos de artrópodes (SIEMANN *et al.*, 1997; MCCULLOUGH *et al.*, 1998; ZIMMER e PARMENTER, 1998; NE'EMAN *et al.*, 2000; NIWA e PECK, 2002; HANULA e WADE, 2003).

ABBOTT (1984) não encontrou diferenças significativas na abundância total de artrópodes entre áreas não ardidas e áreas sujeitas a fogo controlado, imediatamente após as queimas, embora tenha verificado menor abundância em determinadas taxa. Segundo NIWA e PECK (2002) a resposta dos carabídeos e das aranhas ao fogo controlado é numericamente significativa, embora se verifiquem diferenças entre as diferentes espécies.

NIWA e PECK (2002) verificaram que a abundância de carabídeos é menor em áreas sujeitas a fogo controlado, quando comparadas com áreas não ardidas, e que tal poderá dever-se ao período em que são realizadas as queimas e em que estes organismos se encontram numa das duas etapas de desenvolvimento mais sensíveis (ovos ou larvas). Contudo, BEAUDRY *et al.* (1997) encontraram maior abundância de carabídeos em povoamentos florestais sujeitos a corte, e a corte seguido de fogo controlado, do que nas áreas adjacentes não geridas.

Em contraste, há uma enorme diferença entre grupos de famílias de aranhas, umas mais abundantes em áreas sujeitas a fogo controlado (famílias Gnaphosidae, Dictynidae e Lycosidae) e outras mais abundantes em áreas não ardidas (famílias Antrodiaetidae, Thomisidae, Cybaeidae e Linyphiidae) (NIWA e PECK, 2002). Para os mesmos autores a explicação para esta evidência é complexa, mas parece ser fortemente influenciada por mudanças na estrutura das comunidades do sub-bosque, associada a diferentes estratégias de sobrevivência e padrões fenológicos.

Uma vez que as acções de fogo controlado são espacialmente heterogêneas e de baixa intensidade, permanecem nas parcelas de gestão muitos locais de refúgio não afectados pela passagem das chamas que permitem a sobrevivência de muitos indivíduos que facilitam o restabelecimento das populações (NIWA e PECK, 2002).

Outro grupo de extrema importância é o dos insectos polinizadores. As práticas de gestão em áreas florestais devem tentar minimizar os impactes nos sistemas usados por estas espécies (CAMPBELL *et al.*, 2007). O fogo pode afectar polinizadores importantes, como as abelhas ou as borboletas, seja directamente por mortalidade relacionada com a progressão do fogo, seja indirectamente pela limitação de recursos florísticos (HERMANN *et al.*, 1998). Todavia o fogo pode ter um efeito positivo na diversidade e crescimento das plantas, dependendo da sua intensidade e frequência (KERSTYN e STILING, 1999). Em

algumas áreas, as queimas periódicas ajudam a manter a diversidade florística, a proteger algumas plantas de doenças e a promover o crescimento de herbáceas (WALDROP *et al.*, 1992; KERSTYN e STILING, 1999). POTTS *et al.* (2003) observou o declínio de algumas comunidades de abelhas imediatamente após o fogo, e registou a sua rápida recuperação em abundância e diversidade nos dois primeiros anos pós-fogo. O fogo pode beneficiar os insectos polinizadores, mas o seu efeito deve ser melhor estudado.

As acções de gestão florestal podem ser conduzidas no sentido de terem um impacto positivo na comunidade de polinizadores em termos da sua abundância e diversidade. No estudo desenvolvido por CAMPBELLA *et al.* (2007) o controlo de matos por meios mecânicos seguido de fogo controlado mostrou ser a melhor solução para incrementar a abundância deste conjunto de espécies. Os autores acrescentam que queimas e desbastes periódicos podem criar condições favoráveis aos polinizadores a longo prazo, em especial em ecossistemas onde o fogo é uma constante ecológica. Todavia, é fundamental explorar parâmetros como a frequência e intensidade do fogo e seus efeitos neste grupo de insectos.

Outro aspecto a ter em atenção centra-se na presença de insectos vectores de doenças, em particular do nemátodo. Neste caso é necessário ter em consideração que:

- Na generalidade a oviposição de muitos insectos é estimulada pelo calor e pelo fumo;
- O pinheiro-bravo, o pinheiro-silvestre e o pinheiro-larício são espécies muito susceptíveis ao nemátodo;
- A fêmea do insecto vector procura árvores debilitadas ou mortas para fazer a postura;
- As árvores queimadas são atractivas devido à libertação de compostos voláteis, e favoráveis ao desenvolvimento de muitas espécies de insectos sub-corticais e xilófagos;
- A dispersão da doença pode ocorrer entre Abril e Outubro, não coincidindo com as épocas normais de realização de fogos controlados;
- Na generalidade os insectos vectores iniciam o período de voo entre Maio e Junho, e as posturas são maiores nas primeiras semanas após a emergência, que atinge o seu auge em Junho/Julho;
- Os insectos adultos vivem cerca de 60 dias.

Uma vez que a emergência do insecto coincide com o período crítico de incêndios florestais, a urgência da gestão de combustíveis assume prioridade nestas áreas mais sensíveis, a fim de evitar a propagação da doença através de mosaicos ardidos. Não havendo árvores debilitadas pelo fogo, para efeitos de gestão de combustíveis será mais prudente fazer as queimas em Novembro/Dezembro, e evitar as acções nos meses mais próximos à emergência do insecto.

5.4 ANÁLISE COMPARATIVA DAS ACÇÕES DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS EXECUTADAS NAS PARCELAS DE ESTUDO

As parcelas de estudo foram implementadas em áreas de propriedade privada na zona envolvente à Barragem de Castelo do Bode após obtenção das autorizações dos proprietários. Foram disponibilizados quatro locais, três na freguesia de Aldeia do Mato, concelho de Abrantes (Parcelas da Aldeia do Mato – PAM) e um na freguesia da Serra, concelho de Tomar (Parcelas da Serra – PSERR). As propriedades na freguesia da Aldeia do Mato inserem-se na Zona de Intervenção Florestal da Aldeia do Mato.

Os locais para instalação das parcelas de estudo foram seleccionados tendo em conta a existência de homogeneidade da vegetação e características do terreno de forma a tornar possível a análise e comparação de resultados.

5.4.1 DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DO COMBUSTÍVEL

A caracterização do combustível nas parcelas foi realizada através do método do intersepto linear. A quantificação da carga combustível foi realizada através do método da amostragem destrutiva. O combustível é constituído essencialmente por esteval (*Cistus ladanifer*) desenvolvido, com núcleos dispersos de urze (*Erica spp.*) e tojo (*Ulex sp.*). Nos locais amostrados, existem ainda resíduos de exploração florestal resultantes do corte de povoamentos afectados por incêndios florestais. Este tipo de combustível aumenta grandemente a carga de material combustível no solo, resultando num aumento do potencial de comportamento do fogo nestes locais.

Nas parcelas amostradas, o esteval (Quadro 9) ocupa entre 79 e 94% do coberto vegetal existente com uma altura média entre 127 e 181 cm. As restantes espécies aparecem de forma pontual com % de coberto vegetal inferior a 10% e altura média entre 17 e 65 cm.

Quadro 9. Caracterização do combustível nas parcelas da Aldeia do Mato (percentagem de coberto e altura) para as diferentes espécies presentes

ESPEC	PAM_01		PAM_02		PAM_03	
	%COB	ALT(cm)	%COB	ALT(cm)	%COB	ALT(cm)
CIST	81	154	79	127	94	181
SC	12	--	21	--	0	--
QSUB	1	33	--	--	--	--
REXE	7	17	--	--	--	--
ULE	--	--	1	23	--	--
ERIC	--	--	--	--	6	65
PIST	--	--	--	--	1	37

ESPEC – espécie; CIST – *Cistus ladanifer* L; SC – sem coberto; QSUB – *Quercus suber* L; REXE – resíduos de exploração florestal; ULE – *Ulex sp.*; ERIC – *Erica sp.*; PIST – *Pistacia sp.*; PAM – Parcela da Aldeia do Mato; %COB – % de coberto vegetal; ALT (cm) – altura (cm); -- sem dados

A esteva possui um conjunto de características específicas que lhe permitem dominar em zonas florestais degradadas: a produção de sementes viáveis a partir dos 3 anos de idade da planta, sementes adaptadas a um piro-ambiente com elevada recorrência de fogo e que germinam vigorosamente após este distúrbio, produção de compostos inibidores do crescimento de outras espécies vegetais, adaptação à germinação com elevadas densidades de plantas até idades avançadas (superiores a 10 anos).

No sentido de caracterizar o esteval puro enquanto combustível florestal, realizaram-se três amostragens (1m²) em plantas com diferentes alturas, para determinar as características individuais da espécie (Quadro 10). As densidades de plantas com a mesma idade variaram entre 33, 71 e 210 indivíduos/m² para as amostras 1, 2 e 3, respectivamente. As amostras foram seleccionadas em função da classe de diâmetro na base do tronco junto ao solo, para diâmetros inferiores a 6mm e diâmetro na base do tronco superior a 6mm-. As densidades para as plantas mais finas variaram entre 250.000 a 1.700.000 plantas/ha, com altura entre 110 e 160 cm. As densidades de plantas com mais de 6 mm variaram entre 40.000 e 220.000 plantas/ha, com alturas entre 110 e 192 cm.

Quadro 10. Caracterização das amostras de esteval

Amostra	Diâmetro	Alt (cm)	Alt BCV (cm)	Estatuto	Densidade (ha)
1	< 6 mm	160	80	dd	490.000
1	> 6 mm	192	90	DD	220.000
2	< 6 mm	110	53	dd	250.000
2	> 6 mm	136	50	DD	80.000
3	< 6 mm	86	40	dd	1.700.000
3	> 6 mm	110	45	DD	40.000

ALT (cm) – altura total (cm); dd – dominada; DD - dominante

5.4.2 PREPARAÇÃO DAS PARCELAS

As parcelas foram preparadas com recurso a diferentes técnicas de gestão de matos, nomeadamente: métodos motomanuais com recurso a motorroçadoura, métodos mecânicos com recurso a destroçador de correntes acoplado a tractor, fogo controlado, e a utilização conjunta do fogo controlado para redução da carga resultante da aplicação dos métodos motomanuais e mecânicos.

O destroçador mecânico de correntes permite o destroçamento e compactação do material vegetal ao nível do solo com transformação da totalidade do combustível vivo existente em combustível morto. O material vegetal é transformado na sua maioria em classes de diâmetro de menor dimensão (1 hr e 10 hr), e compactação superior ao material de origem. Estas características, possibilitam a redução do potencial de propagação do fogo por alteração da estrutura do combustível, ainda que a carga total de combustível se mantenha inalterada.

O destroçamento motomanual com motorroçadora é semelhante ao tratamento com destroçador mecânico, com eliminação dos combustíveis vivos mas com menor grau de destroçamento do material vegetal. O material vegetal é cortado, sem transformação em classes de menor dimensão. A totalidade do combustível vivo é transformada em combustível morto, não havendo alteração da carga total de combustíveis, alterando-se apenas a tipologia e a estrutura dos combustíveis. A compactação do combustível é menor do que no método mecânico, existindo assim maior arejamento e combustibilidade do combustível resultante. Será assim de esperar maior potencial de propagação do fogo associado ao tratamento de combustível realizado com este método.

Os tratamentos de gestão de matos foram assim distribuídos pelas parcelas seleccionadas de acordo com o Quadro 11.

Quadro 11. Tipo de tratamento de gestão de matos por parcela.

Parcela	Tratamento	Dimensão (m2)
PAM_1.1	Destroçamento mecânico + fogo controlado	110x30
PAM_1.2	Destroçamento motomanual + fogo controlado	250x60
PAM_1.3	Destroçamento motomanual	85x50
PAM_2.1	Destroçamento mecânico + fogo controlado	70x30
PAM_2.2	Destroçamento motomanual + fogo controlado	70x30
PAM_2.3	Fogo controlado	70x40
PAM_3.1	Destroçamento mecânico	90x40
PAM_3.2	Destroçamento mecânico + fogo controlado	70x30
PAM_3.3	Destroçamento motomanual + fogo controlado	100x30
PAM_3.4	Destroçamento motomanual	100x30
PSERR_1.1	Destroçamento motomanual	65x60

A carga de combustível foi avaliada para cada tratamento realizado. A carga total de combustível (Quadro 12) variou entre 14,1 e 54,0 t.ha⁻¹ para o método motomanual, 15,8 e 25,6 t.ha⁻¹ para o método mecânico e 10,3 a 29,6 t.ha⁻¹ para a parcela controlo sem tratamento prévio da vegetação.

Quadro 12. Determinação da carga de combustível

Tipo de tratamento	N	Combustível morto			Combustível vivo			Combustível Total
		1hr (t.ha ⁻¹)	10hr (t.ha ⁻¹)	100hr (t.ha ⁻¹)	1hr (t.ha ⁻¹)	1hr (t.ha ⁻¹)	10hr (t.ha ⁻¹)	100hr (t.ha ⁻¹)
Motomanual	1	22,7	5,5	25,8				54,0
Motomanual	2	16,9	9,2					26,1
Motomanual	3	8,1	6,3					14,1
Mecânico	1	16,1	9,5					25,6
Mecânico	2	12,0	3,8					15,8
Mecânico	3	12,2	3,9					16,1
Sem tratamento	1	9,4			12,9	7,3		29,6
Sem tratamento	2	2,1			6,5	1,7		10,3
Sem tratamento	3	2,3			9,2	0,4		11,9

A carga de combustível fino representa, neste modelo de combustível, 56 a 97% da carga total de combustível. O comportamento do fogo é marcado pela quantidade e disponibilidade de combustível fino, pelo que será de esperar que o esteval, quando disponível para arder, possua características de propagação elevadas.

Nos locais onde existiu corte ou destroçamento dos matos, a totalidade da carga de combustível vivo foi classificada como combustível morto, em função do tratamento realizado. Esta transformação permite, pela diminuição da humidade do combustível, criar condições para a propagação do fogo em épocas do ano onde normalmente não existem condições para tal. Estes locais foram assim tratados posteriormente com fogo controlado, e os resultados obtidos analisados.

5.4.3 DADOS DE PROPAGAÇÃO DO FOGO CONTROLADO

O fogo controlado, nas parcelas com tratamento prévio moto-manual, propagou-se a contra-vento e declive com existência de quebras na propagação em parte da linha de ignição. A velocidade de propagação a contra vento (propagação de cauda) variou entre 2,4 e 19,7 m/h. A propagação de cabeça, variou entre 112,2 e 308,6 m/h, com comprimentos de chama entre 1,0 e 2,0 m. As condições de arejamento do combustível neste tratamento proporcionaram características físicas adequadas ao tratamento com fogo controlado. A existência de quebras na propagação do fogo, a contra vento, deve-se sobretudo à elevada compactação da folhada, pela dimensão reduzida da folha da esteva, e ao teor de humidade deste estrato. A secagem do material vegetal num período de 2 a 3 semanas após corte e sem precipitação parece ser adequada para a realização do tratamento com fogo controlado.

Quadro 13. Dados meteorológicos e de propagação do fogo

Trat	Hora	Temp (°C)	HR (%)	VelVent (km/h)	DirProp	VelProp (m/h)	Comp Chama (m)	Prof Chama (m)
Mm	9:50	15,5	59,9	12,0	cauda			
Mm	9:55				cauda		0,3	0,1
Mm	10:01				cauda	2,7	0,2	0,1
Mm	10:25	15,5	50,0	9,7				
Mm	10:40				cauda	2,4	0,1	0,0
Mm	10:49	16,1	48,0	9,7	cauda	3,0	0,1	0,0
Mm	11:04				cabeça	216,0	1,3	3,0
Mm	11:11				cabeça	308,6	2,0	6,0
Mm	11:22				cabeça	141,2	1,5	2,0
Mm					cauda	19,7	1,0	0,7
Mm	11:30	17,2		15,1	cabeça	112,2		
Mec	13:08	18,3	54,4	8,7	cauda			
Mec	13:11				cauda			
Mec	13:12				cabeça	146,9	0,3	
Mec	12:25	17,7	43,0	11,2	cauda	1,6	0,1	0,0

Mec	13:08	17,8	40,0	14,8	cauda	3,2	0,1	10,0
Mec	13:45	18,0	41,0	13,3	cabeça	50,2	0,3	1,5
Mec	14:26	18,5	40,0	7,2	cabeça	55,8	0,8	1,5
Mec	15:30	17,8	34,0	-	cabeça	72,0	1,0	3,0

Trat. – Tipo de tratamento prévio; Mm – Motomanual; Mec – Mecânico; Temp – Temperatura do ar; HR – Humidade relativa do ar; VelVent – Velocidade do vento a 2m; DirProp – Direcção de propagação do fogo; VelProp – Velocidade de propagação do fogo; CompChama – Comprimento de chama; ProfChama – Profundidade de chama

Nas parcelas com tratamento prévio mecânico, verificou-se auto-extinção da propagação para a ignição de cauda. A velocidade de propagação nestas situações variou entre 1,6 e 3,2 m/h com comprimento de chama inferior a 15 cm. A propagação do fogo a favor de vento e declive (propagação de cabeça) é sustentável, com velocidades de propagação entre 50,2 e 146,9 m/h, com comprimentos de chama entre 0,3 e 1,0 m. A propagação do fogo neste tipo de combustível parece ser determinada pela velocidade do vento e secagem do combustível. A velocidade de propagação para este tratamento prévio corresponderá aproximadamente a metade da velocidade de propagação obtida no tratamento motomanual. Esta condição fica dever-se à maior compactação do combustível (menor arejamento), devendo no entanto ser confirmada com a realização de um maior número de ensaios experimentais.

5.4.4 COMPARAÇÃO DE TRATAMENTOS DE COMBUSTÍVEL

A análise dos resultados obtidos indica a existência de fortes possibilidades de utilização de fogo controlado para gestão de matagais de esteval puro, se associado a um pré-tratamento com recurso a métodos mecânicos ou motomanuais, com eliminação quase total de combustíveis finos. A escolha do pré-tratamento mais adequado será realizada em função das opções de gestão existentes, nomeadamente dos declives, da pedregosidade e dos custos das operações.

Quadro 14. Carga total de combustível antes e após tratamento com fogo controlado

Tipo de tratamento	Fogo controlado	Carga total ton.		Redução da carga total	
		ha-1 Pré-tratamento	ha-1 Pós-tratamento	(ton.ha-1)	(%)
Motomanual	SIM	31,4	8,5	- 22,9	73
Motomanual	NÃO	31,4	31,4	0	
Mecânico	SIM	19,2	0,1	- 19,1	99
Mecânico	NÃO	19,2	19,2	0	
Sem tratamento	TENTATIVA SEM ÊXITO	17,3	17,3	0	

- Aplicação de fogo controlado sem tratamento prévio:
 - Para garantir que a propagação seja sustentável, ou seja, que o fogo continue a propagar-se, é necessário que exista combustível fino morto ao nível do solo, e que este combustível esteja disponível para arder com chama activa no momento da acção;
 - No período de Novembro a Maio de cada ano, período normalmente associado à execução de acções de prevenção e redução de combustíveis com recurso a fogo controlado, o combustível fino existente dentro dos estevais encontra-se verde, pelo que não permite a propagação do fogo, facto que limita a aplicação desta técnica;
 - A parcela executada com fogo controlado no âmbito do presente trabalho não cumpriu os objectivos inicialmente previstos, de consumo de 80 a 90% da carga total de combustível;
 - A aplicação de fogo controlado sem tratamento prévio, no período de Novembro a Maio (à data do presente estudo) não se revelou possível, indicando possivelmente que a época não será a mais adequada para o tratamento deste tipo de combustível, ou que, para que se consiga tratar este tipo de vegetação, que exista um tratamento prévio, e assim posteriormente a aplicação de fogo controlado.
- Destroçamento mecânico (destroçador de correntes) com aplicação posterior de fogo controlado:
 - O destroçamento mecânico do combustível permitiu diminuir a altura do combustível e compactar enormemente a estrutura da vegetação;
 - Transformação da carga de combustível vivo (de todas as classes de diâmetro) em combustível fino morto, e aumento da carga de combustível fino morto (resultante do destroçamento do material);
 - A propagação do fogo controlado foi sustentada onde existiu continuidade horizontal de combustível;
 - A compactação do complexo combustível contribuiu para a diminuição do comprimento médio de chama, diminuição da velocidade de propagação e consequente diminuição da intensidade linear de chama;
 - O fogo controlado permitiu no entanto reduzir 100% da carga de combustível fino morto existente, e aproximadamente 50% do combustível médio (combustível de 10 horas).
- Destroçamento motomanual (motorroçadoura) com aplicação posterior de fogo controlado:

- O destroçamento motomanual permitiu alterar a estrutura do combustível, diminuindo a sua altura média e produzindo um aumento da compactação e portanto da continuidade horizontal e vertical (apesar de em menor altura que a inicial) do combustível
- À semelhança do tratamento mecânico, no tratamento motomanual existiu a passagem da carga de combustível vivo (de todas as classes de diâmetro) para combustível fino morto, e aumento da carga de combustível fino morto (resultante do destroçamento do material);
- A propagação do fogo controlado foi sustentada em toda a parcela tratada com recurso a este tratamento prévio;
- A inexistência de compactação do combustível (comparativamente ao método mecânico), produziu um aumento de intensidade linear de chama, facto induzido pelo aumento da continuidade horizontal e vertical de combustível;
- Este método parece ser o mais adequado para gestão do esteval (como pré-tratamento) associado a um tratamento posterior com fogo controlado;
- A inexistência de tratamento com fogo controlado após o tratamento motomanual leva a curto/médio prazo (até à decomposição do combustível) à ineficácia do tratamento para apoio à supressão de incêndios florestais, dado que a propagação do fogo será sustentada, e associada a elevadas intensidades lineares de chama.

5.4.5 AVALIAÇÃO DA EFICÁCIA DAS TÉCNICAS

Após a colheita e o processamento laboratorial do material vegetal procedeu-se ao cálculo dos parâmetros estruturais básicos (carga de combustível por unidade de área, repartição por classe de tamanho e por condição viva ou morta) que caracterizam o combustível vegetal antes (testemunha) e após tratamento.

Para caracterização de cada um dos modelos de combustível a usar nas simulações foram ainda utilizados parâmetros adicionais, como a relação entre superfície e volume e poder calorífico, colhidos na literatura (FERNANDES *et al.*, 2000b; FERNANDES, 2001; FERNANDES *et al.*, 2009) para a espécie dominante nas parcelas, a esteva (*Cistus ladanifer*).

Foi ajustado um modelo de combustível representativo das parcelas com os diferentes tratamentos e simulado o comportamento do fogo recorrendo ao programa BehavePlus (ANDREWS *et al.*, 2008). A caracterização dos modelos de combustível associados a cada tratamento - mecânico, motomanual, fogo controlado e testemunha, está representada no Quadro 15.

Quadro 15. Modelos de combustível para os tratamentos realizados

Variáveis	Unidades	Tratamento			
		Motomanual	Mecânico	Controlo	Fogo controlado
Cargas					
Combustível morto					
1-h	ton.ha ⁻¹	13,4	15,9	4,6	0,5
10-h	ton.ha ⁻¹	5,7	7,0	0	3
100-h	ton.ha ⁻¹	0	8,6	0	0
Combustível vivo lenhoso	ton.ha ⁻¹	0	0	9,53	0
Relação superfície/volume					
1-h	m ² .m ⁻³	2800	6200	2300	6200
vivo lenhoso	m ² .m ⁻³	2800	2800	2800	2800
Altura do combustível	m	0,40	0,10	0,90	0,10
Humidade de extinção combustível morto	%	20	20	20	20
Poder calorífico	kJ/kg	20469	20469	20469	20469

Mecânico - Tratamento mecânico; Motomanual - tratamento motomanual; Controlo - sem tratamento; Fogo controlado - tratamento com fogo controlado após tratamento motomanual.

A simulação do comportamento do fogo permite classificar a combustibilidade de uma forma mais objectiva, uma vez que quantifica as variáveis que exprimem a velocidade e quantidade de libertação de energia na frente de propagação de um fogo. Condições ambientais das simulações foram definidas de forma a traduzirem as condições normais para uma situação de Verão, tal como expressas no Quadro 16.

Quadro 16. Condições ambientais das simulações

Parâmetro	Valor
Humidade do combustível morto	6 %
Humidade do combustível vivo	70 %
Vento à altura da chama	20 km/h
Declive	0 %

No Quadro 17 apresentam-se os resultados das simulações para os diferentes modelos de combustível.

Quadro 17. Parâmetros de comportamento de fogo

Parâmetros de comportamento do fogo	Unidades	Tratamento			
		trat_mec	trat_mm	testem	trat_fc*
Velocidade de propagação	m/min	3,6	19,7	22,7	1,3
Intensidade da frente do fogo	kW/m	212	11320	8561	87
Comprimento da chama	m	0,9	5,7	5,0	0,6

*Tratamento com fogo controlado após tratamento motomanual.

A intensidade da frente do fogo é o produto entre a velocidade de propagação do fogo e a energia por ele libertada, condensando num só número a informação básica que descreve o comportamento do fogo, e sendo frequentemente utilizada para classificar a dificuldade de supressão de um incêndio e os seus efeitos ecológicos.

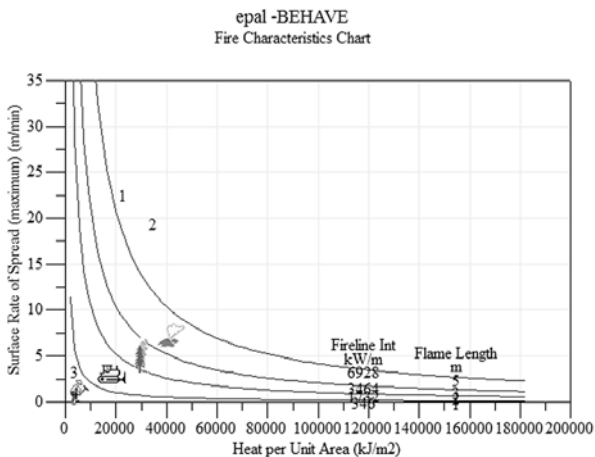


Figura 23. Comportamento do fogo

O Quadro 18 interpreta essa intensidade em termos de possibilidade de controlo do incêndio.

Quadro 18. Interpretação dos valores em relação à dificuldade de combate

Intensidade frontal (kW m ⁻¹)	Interpretação
<500	Facilmente debelado através de ataque frontal com equipamento manual.
500-2000	Demasiado intenso para ser atacado frontalmente com equipamento ligeiro. Ataque directo com água ou retardantes. Uso de meios mecânicos para estabelecer linhas de contenção.
2000-4000	Limite da eficiência do ataque frontal, mesmo através de meios aéreos. Em povoamentos florestais pode haver fogo de copas passivo.
4000-10000	Controlo da frente é impossível e dos flancos é muito difícil. Propagação por "saltos" de fogo. Em povoamentos florestais observa-se fogo activo de copas.
>10000	Controlo impossível. Adopção de estratégias defensivas. "Saltos" de fogo a média e longa distância. Fogo generalizado de copas em povoamentos florestais.

Da análise dos resultados obtidos constata-se a grande eficácia na redução no comportamento do fogo do tratamento mecânico, a não eficácia do tratamento motomanual, e sobretudo a enorme eficácia do tratamento com fogo controlado associado ao tratamento motomanual. Refira-se que o tratamento com a associação das duas técnicas (motomanual + fogo controlado) reduziu a velocidade de propagação e a intensidade da frente de fogo, respectivamente de 2,7 vezes e de 2,4 vezes, relativamente à aplicação única do tratamento mecânico.

Dos resultados dos tratamentos testados nesta área conclui-se assim que aquele que apresenta melhores resultados na diminuição do perigo de incêndio é o fogo controlado após corte moto-manual, seguido de perto pelo tratamento mecânico com destróador. Este último poderá no entanto apresentar algumas limitações de aplicabilidade em áreas onde o declive ou a pedregosidade do solo condiciona o trabalho das máquinas.

A aplicação do fogo controlado como técnica de gestão de combustíveis está reconhecida como uma alternativa eficiente, quer em resultados operacionais quer em rentabilidade. No caso do esteval, a necessidade de proceder ao corte prévio da vegetação poderá diminuir a sua eficiência económica, mas tal facto deverá ser sempre ponderado face às alternativas (corte com remoção dos combustíveis, valores a proteger, etc).

5.4.6 GUIA INICIAL DE BOAS PRÁTICAS E DIRECTRIZES DE GESTÃO DE COMBUSTÍVEIS NA ENVOLVENTE DA ALBUFEIRA DE CASTELO DO BODE

A gestão de matos na área envolvente da Albufeira de Castelo do Bode está sujeita a um conjunto de restrições de intervenção específicas. As acções de desmatização com recurso a métodos motomanuais e/ou mecânicos, estão restritas a um perímetro de 50 metros em torno da albufeira.

Historicamente, os incêndios na Albufeira de Castelo do Bode propagam-se até atingir a água, consumindo toda a vegetação nas margens e braços. Este consumo de vegetação e produção de cinza associada, pode produzir por processos erosivos, efeitos na qualidade da água e uma acumulação de detritos na albufeira. Os efeitos e dimensão dos incêndios florestais podem ser minimizado através da localização estratégica de parcelas de gestão de combustíveis, sujeitas a tratamentos específicos. Desta forma, é possível obter um comportamento do fogo com possibilidade de supressão pelas equipas de extinção de incêndios, e minimizar os impactos do fogo nas margens e recursos hídricos da albufeira.

As acções de experimentação resultantes deste projecto, permitiram aferir as condições mínimas para a utilização do fogo controlado para redução do risco de incêndio na vegetação em torno da albufeira. A utilização de métodos motomanuais e/ou mecânicos (destróamento do material vegetal) não reduz a carga combustível, alterando apenas as suas propriedades físicas. Durante o período de Verão, este combustível apesar de ter sido intervencionado, continua a possuir condições para a propagação sustentada do fogo, e para a ocorrência pontual de intensidades elevadas superiores ao limite de ataque

das equipas de extinção. O fogo controlado pode ser utilizado para reduzir a carga de combustível resultante da aplicação destes métodos considerados como pré-tratamento.

Os objectivos de gestão de matos, condições base essenciais para aplicação de fogo controlado e os parâmetros de prescrição são apresentados de seguida.

Quadro 19. Objectivos de gestão e condições base para aplicação de fogo controlado

TIPO DE COMBUSTÍVEL		
Combustível composto por esteval puro (<i>Cistus</i> sp.). Existência pontual de urze (<i>Erica</i> sp.) e tojo (<i>Ulex</i> sp)		
OBJECTIVO GERAL DE GESTÃO		
Redução do risco de incêndio florestal		
OBJECTIVOS ESPECÍFICOS DE GESTÃO		
Redução da carga de combustível fino em 85 a 90%		
Redução da % de coberto vegetal em 90%		
LOCALIZAÇÃO		
Abrantes / Tomar		
TRATAMENTO PRÉVIO DE COMBUSTÍVEIS		
Tratamento mecânico ou motomanual. Período posterior de secagem mínimo de 15 dias sem chuva.		
PADRÃO DE IGNIÇÃO		
Linear por faixas. Propagação de cabeça.		
ELEMENTOS DA PRESCRIÇÃO		
Descrição		
Época de tratamento	Intervalo	Óptimo
<i>Pré-tratamento motomanual</i>	Outubro – Maio	Outubro – Maio
Intervalo entre fogos controlados (anos)	3 - 4	
Variáveis meteorológicas		
• Velocidade do vento (km/h)	1 – 25	5 – 15
• Temperatura do ar (°C)	≤ 25	≤ 20
• Humidade relativa do ar (%)	≥ 35	45 – 75
• Número de dias sem chuva	1 – 15	2 – 6
Propagação do fogo ¹		
<i>A favor do vento e/ou declive</i>		
• Velocidade de propagação (m.hr-1)	112 – 309	
• Comprimento de chama (m)	0,1 – 1,0	
<i>A contra vento e/ou declive</i>		
• Velocidade de propagação (m.hr-1)	2 – 20	
• Comprimento de chama (m)	0,8 – 2,0	
¹ Propagação do fogo associada a pré-tratamento motomanual, para esteval puro com altura entre 1,0 e 1,5m. Período de secagem de 15 dias.		

NOTA: Os dados foram recolhidos com base na realização de 19 medições em 6 fogos experimentais. O intervalo de comportamento de fogo pode variar para condições meteorológicas fora do intervalo testado, pelo que será necessário a realização de fogos experimentais em condições diferentes das testadas. Os dados de propagação do fogo deverão ser complementados com análise e recolha de dados durante incêndios florestais. Os elementos da prescrição foram definidos com base na análise da informação recolhida durante os fogos controlados, e ainda com base na experiência prática na utilização de fogo controlado dos técnicos da GIFF - Gestão Integrada de Fogos Florestais S.A.

6. ACÇÕES DE MINIMIZAÇÃO DE IMPACTES PÓS-FOGO E GESTÃO DA RÉGENERAÇÃO NATURAL

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. 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.

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 e ROBICHAUD, 2007), e em alguns casos, aumentam a hidrofobia dos solos (JACKSON e 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 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. Todavia ainda se aguarda a regulamentação própria para a recuperação de áreas ardidas tal como referido no SNUFCI.

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.

De forma sintética apresentam-se um conjunto de práticas frequentemente recomendadas em situações de pós-incêndio (Florestar, 2007):

- Não abater as árvores ardidas de forma a condicionar o acesso a essas áreas;
- Nas encostas com inclinações acentuadas poderão ser colocados troncos segundo as curvas de nível de forma a reter os sedimentos, diminuir a velocidade de escoamento superficial e promover a infiltração da água;
- Proceder, se necessário a uma sementeira de herbáceas, sem utilização de fertilizantes;
- Não deverá ser iniciada a reflorestação das zonas ardidas antes de ser previamente avaliada, tendo em atenção o próprio grau de regeneração;
- Nas áreas de regeneração natural deverá ser utilizado acompanhamento técnico para assegurar o correcto povoamento;
- Em zonas muito declivosas, deve-se trabalhar segundo a curva de nível;
- Devem-se utilizar preferencialmente operações manuais, e evitar o uso de maquinaria pesada;
- Em situações bastante severas, é aconselhável construir estruturas que evitem e protejam da erosão (e.g. faxinas, telas de geotêxtil, paliçadas e construção de enrocamentos).

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.

Por fim, a recuperação de regiões percorridas por incêndios de grandes dimensões constitui uma oportunidade única para garantir um novo ordenamento da paisagem florestal, promovendo o seu equilíbrio com a sociedade actual, e adaptando-a às renovadas funções que lhe são exigidas (CRRRA, 2006).

6.1 REGENERAÇÃO DA VEGETAÇÃO ARBUSTIVA PÓS-FOGO: A DOMINÂNCIA DO *Cistus ladanifer* NA ÁREA DE ESTUDO

É difícil estabelecer os padrões de regeneração uma vez que eles são fortemente influenciados pelas condições locais, regime de fogo (ZEDLER *et al.*, 1983; VALLEJO 1996; DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002), comportamento do fogo (especialmente variável), ou outros fenómenos oportunistas (MORENO e OECHTEL, 1994; TURNER *et al.*, 1998; DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002; PAUSAS, 2003). 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). 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) concluíram que o histórico de usos do solo e a ocupação recente do solo antes do incêndio determinam a vegetação pós-fogo a médio prazo.

Alguns estudos demonstraram a elevada resiliência das garrigues de *Quercus coccifera* aos fogos florestais (TRABAUD e LEPART, 1981) e a sua elevada capacidade de recuperação face a fogos repetidos (MALANSON e TRABAUD, 1988). 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 aparenta ser relativamente rápida nestes sistemas quando comparados com outros presentes no Mediterrâneo (FERRAN *et al.*, 1992), devido à elevada capacidade regenerativa do *Quercus coccifera*. No entanto 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*, que, segundo FERRAN *et al.* (2005), poderá estar associada à perda significativa de nutrientes no sistema solo-planta.

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 demonstram 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. BAEZA (2001) explica que a baixa taxa de regeneração das Fabaceae – especialmente do *Ulex parviflorus* – se deve à sua baixa produção de sementes durante os estágios iniciais pós-perturbação. 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 condicionar a capacidade de 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*.

Em contraste, as Cistaceae mostraram significativamente elevadas populações demonstrando que a recorrência do incêndio (12 anos) foi suficientemente longa para a produção de sementes em quantidade suficiente para sobreviver ao incêndio seguinte. 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). 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).

Por outro lado, e segundo MALATO-BELIZ (1982) 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 xerofítico, adaptado às novas condições. Como exemplo refere o exemplo da destruição dos matos densos de *Ulex minor*, por diferentes perturbações entre as quais o fogo, com a substituição dos mesmos por tipos de vegetação dominados por *Cistus ladanifer* e *Cistus crispus*, também mediterrânicos.

Por fim, a esta dominância do *Cistus ladanifer* não será alheio o seu potencial alelopático que, segundo HERRANZ *et al.* (2006) pode influenciar a composição e estrutura das comunidades onde a espécie está presente, uma vez que dificulta o estabelecimento de algumas espécies sub-climáticas e reduz significativamente a área ocupada de herbáceas.

6.2 FASEAMENTO DAS ACÇÕES A DESENVOLVER PÓS-INCÊNDIO FLORESTAL

As propostas apresentadas partem do pressuposto que os gestores dos territórios têm capacidade para executar acções de requalificação em tempo útil, isto é, que os meios necessários à realização dos investimentos e outros custos necessários são disponibilizáveis no tempo oportuno.

No pressuposto atrás indicado os gestores de territórios florestais em situação pós-rescaldo reagem em três fases: diagnóstico, planeamento e execução, sendo que o intervalo de tempo para o diagnóstico e planeamento é tipicamente muito curto, de poucas semanas a poucos meses.

6.2.1 FASE DE DIAGNÓSTICO

Após o rescaldo o diagnóstico imediato, isto é, realizado nos primeiros três a seis meses depois de um fogo de Verão, a realizar pelo gestor encontra-se sintetizado no Quadro

20. A informação recolhida de acordo com o indicado é necessária a um planeamento eficaz e eficiente das operações a realizar.

Preferencialmente a área abrangida pelo fogo deverá ser marcada num mapa com escala igual ou superior a 1/10000 para que possam ser feitas as medições necessárias à elaboração de projectos. No caso de proprietários individuais sem capacidade técnica autónoma, esta operação poderá ser apoiada pela Associação Florestal de que faça parte. Numa mesma propriedade o diagnóstico deverá ser feito por parcelas o mais homogéneas que seja possível, considerando 0,5 ha como área mínima.

Quadro 20. Diagnóstico de áreas florestais na situação pós-rescaldo

	Critérios
1. Existe arvoredo com danos imediatamente classificáveis como irreversíveis?	Resinosas e eucaliptos com a copa completamente afectada. Arvoredo com o tronco completamente destruído
2. Existe arvoredo com danos potencialmente classificáveis como irreversíveis?	Folhosas com a copa parcial ou completamente afectada mas com possibilidade de recuperação.
3. Qual a fracção das árvores com danos irreversíveis	
4. Existem linhas de água cuja vegetação foi afectada?	Destruição da vegetação na faixa de 20 m para cada um dos lados da linha de água
5. Existe armação do terreno (vale e câmore ou terraços) é efectiva?	Existência de armação do terreno Drenagem eficiente dos terraços ou linhas de vala câmore
6. Qual a fracção do terreno com coberto arbustivo?	Coberto arbustivo existente ou com potencial de recuperação no prazo de um ano
7. Existe gestão cinegética activa do território? ZCTs ou ZCAs com respectivo POEC e contrato de utilização da terra.	
8. Existe material lenhoso ardido não utilizável comercialmente?	Eucalipto queimado não utilizável para pasta (e.g com carvão) Toros de pinheiro residuais do incêndio
9. Classe de perda de solo	Informação a obter junto da Associação Florestal ou outra entidade idónea.
10. Existem linhas de água ravinadas?	

6.2.2 FASE DE PLANEAMENTO

O planeamento das operações decorre do diagnóstico e da capacidade do proprietário para realizar as operações.

Quadro 21. Planeamento de operações florestais pós- rescaldo

Actividade	Regras de programação
Remoção de arvoredo ardido e/ou incorporação de resíduos	<p>Nas zonas Médio e Baixo Risco de perda de solo em que exista arvoredo irremediavelmente danificado poderá ser programada a remoção sem limitações.</p> <p>Nas zonas de risco elevado e muito elevado a remoção de arvoredo é programada em conjunto com medidas de conservação do solo.</p> <p>O arvoredo com danos potencialmente irreversíveis ficará em observação durante um ano, devendo a sua eventual remoção ser programada tendo em consideração questões fitossanitárias.</p>
Reparação de armação do terreno	Reparação o mais rápida possível, sem limites temporais de programação.
Mobilização do solo/Ripagem	Realizar nas situações de elevado e muito elevado risco de perda de solo, em situações onde o coberto arbustivo e arbóreo foi destruído ou vai ser retirado e onde não esteja prevista a armação do terreno em vala e cômoreo.
Será realizada em situações de solo não saturado, o mais cedo possível após a ocorrência do fogo	
Efeito de barreira/resíduos na curva de nível	<p>Realizar nas situações de elevado e muito elevado risco de perda de solo, em situações onde o coberto arbustivo e arbóreo foi destruído ou vai ser retirado e não exista ou não esteja prevista a armação do terreno em vala e cômoreo, ou ripagem.</p> <p>Depende da existência de material lenhoso ardido não utilizável comercialmente, com a dimensão adequada.</p> <p>Reparação o mais rápida possível, sem limites temporais de programação.</p>
Sementeira de culturas herbáceas	<p>Realizar nas situações onde as culturas se integram dentro do ordenamento cinegético e/ou da conservação da natureza.</p> <p>Escolher as culturas e consociações de acordo com as finalidades do ordenamento associadas.</p> <p>Considerar na programação os dois períodos de instalação principais (Outono e Primavera), em particular o de Outono com efeitos imediatos na situação pós -incêndio.</p>
Arborização com armação do terreno e plantação	<p>Realizar nas zonas escolhidas por critérios de oportunidade do proprietário, em zonas que ficarem disponíveis na sequência do fogo.</p> <p>A armação do terreno é realizada no final do Verão /Outono.</p> <p>Plantação no Outono/Inverno.</p>
Arborização com aproveitamento da regeneração natural	Seleccionar as manchas de regeneração natural durante o ano seguinte ao incêndio.
Povoamentos em faixas de alta densidade	De acordo com as indicações técnicas da Associação Florestal ou outra entidade idónea seleccionar locais para instalação das faixas.
Faxinagem de linhas de água	Preparação do terreno e plantação Outono/Inverno Execução após verificação do ravinamento.

6.2.3 FASE DE EXECUÇÃO

Na situação pós-rescaldo as técnicas a utilizar deverão ser adequadas a um prazo de execução curto e a custos comportáveis pelos proprietários ou gestores, eventualmente com base em candidaturas simples de emergência a fundos disponíveis para o efeito e de acordo com a ocupação anterior da área ardida, no quadro das orientações do PROF para a área.

Os PROF definem conjunto de técnicas e práticas silvícolas relativas à expansão/redução da área florestal, alteração da composição dos povoamentos, gestão de combustíveis, gestão de galerias ribeirinhas, recuperação de áreas e integração com usos não florestais. Nas estações de melhor produtividade deverá ser utilizado material de reprodução melhorado ou de proveniência ajustada à região.

A regra geral para a recuperação de áreas ardidas é a rearboreização com regeneração natural ou artificial, com excepção dos terrenos destinados a outra ocupação florestal prevista em PGF, em plano ZIF, em instrumentos de gestão territorial específicos de Sítios da Lista Nacional de Sítios/ZPE ou em POAP, ou ainda ocupação agrícola (prevista no âmbito da RDFCI).

Nos sub-capítulos seguintes especificam-se com maior pormenor diferentes soluções para a recuperação de áreas ardidas.

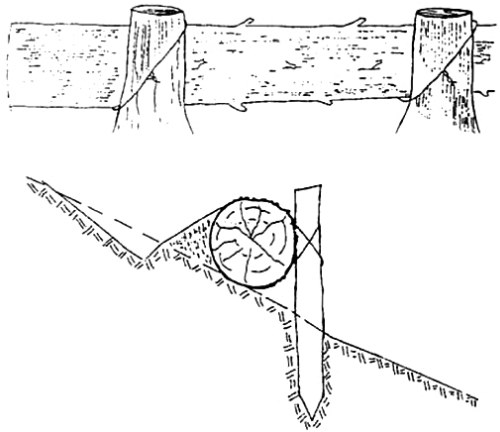
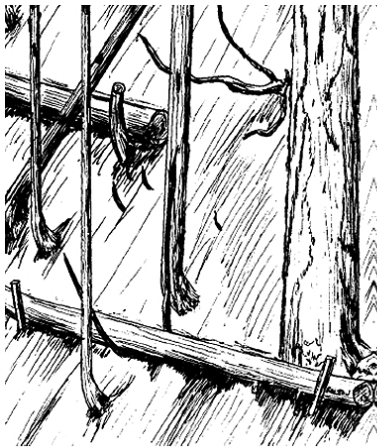
6.3 MEDIDAS DE MINIMIZAÇÃO DE IMPACTES DE CURTO PRAZO PÓS-INCÊNDIO

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).

No entanto existem algumas dúvidas sobre a eficácia das barreiras no controlo da erosão, ao contrário das sementeiras de emergência e da aplicação de resíduos orgânicos.

6.3.1 COLOCAÇÃO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NA CURVA DE NÍVEL

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 (Figuras 24 e 25). 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.



Figuras 24 e 25. Ramos queimados colocados para redução da perda de solo (GROSS et al., 1989) e efeito barreira com resíduos lenhosos (DGRF, 2005)

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).

6.3.2 FAXINAGEM

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

As faxinas são instaladas com uma altura entre 0,5 e 1,5 m. A instalação compreende a instalação de estacas de diâmetro 0,1 m cravadas transversalmente à linha de água, até 2/3 do seu comprimento. A estas estacas são amarrados toros de 0,3 a 0,5 m com comprimento suficiente para serem encastrados nas margens.

As faxinas deverão ser instaladas com uma ligeira convexidade orientada para montante de forma a aumentar a sua resistência.

Uma forma particular de faxinagem é a instalação de sebes entrelaçando varas de salgueiro, choupo ou freixo entre as estacas.

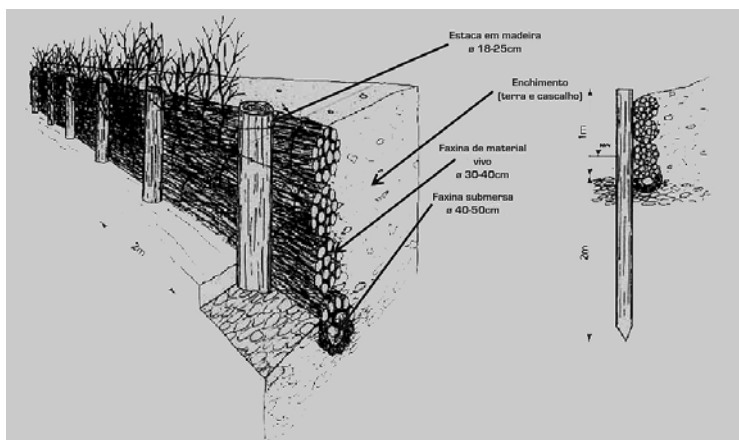


Figura 26. Pormenor construtivo de uma faxina (FLORINETH e MOLON, 2004)

6.3.3 SEMEITEIRAS DE EMERGÊNCIA

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 lança, 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.

Outra das tarefas consiste na escolha das espécies a utilizar (GUIOMAR & FERNANDES, 2009):

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

6.3.4 MULCHING

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 poliácridamida, que é um polímero orgânico que pode ser usado para controlar a erosão do solo, mas que se revela muito dispendioso em termos económicos.

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 conseqüente 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.

6.4 INTERVENÇÕES DE MÉDIO E LONGO PRAZO

6.4.1 DETECÇÃO E CONDUÇÃO DA REGENERAÇÃO NATURAL

Sobreiro

A detecção e marcação das zonas de regeneração natural de sobreiro deverá ser feita através de percursos de pesquisa na área de intervenção. A regeneração natural mais interessante é aquela que evoluiu durante os primeiros anos sob o coberto de espécies pioneiras. No caso da área de estudo existem zonas importantes de regeneração de sobreiro sob coberto de pinheiro-bravo.

Devem ser identificados e marcados maciços com regeneração natural em quantidade suficiente para justificar os cuidados culturais, isto é, superfícies de 0.25 ha ou superior, onde se verifique abundância de regeneração num contexto de uma área de mais de uma dezena de hectares onde este tipo de maciços ocorra com frequência.

A regeneração natural do sobreiro beneficia muito do semi – ensombramento por outras plantas durante os primeiros anos do seu desenvolvimento. Assim, os maciços identificados onde se verifique esta situação devem ser mantidos até que se verifique um ensombramento total ou uma acentuada incapacidade de competição dos jovens sobreiros no contexto da comunidade existente no maciço. Nestas últimas circunstâncias justifica-se uma intervenção de controlo da vegetação em tornos dos sobreiros a proteger.

Em maciços não ensombrados poderá ser necessária a aplicação de protectores de plantas.

Em áreas com densidades elevadas de gado, cervídeos ou coelho poderá ser necessária a vedação temporária da regeneração. Nenhuma dessas situações ocorre com frequência na região a intervir.

Em zonas de regeneração natural com cerca de dez anos deve proceder-se a uma operação limpeza seleccionando as árvores maiores e melhor conformadas, tomando como densidade de referência 80 árvores/ha.

Pinheiro-bravo

A detecção e marcação das zonas de regeneração natural de sobreiro deve ser igualmente feita através de percursos de pesquisa na área de intervenção. Procuram-se áreas de regeneração natural, superiores a 1 ha, num contexto de uma área de mais de uma dezena de hectares onde este tipo de maciços ocorra com frequência.

A primeira etapa do aproveitamento da regeneração natural de pinheiro é criar alinhamentos na curva de nível através de uma limpeza mecanizada nas entre-linhas. Após este primeiro tratamento as limpezas poderão ser mecanizadas mas nas linhas entretanto formadas deverão ser feitas manualmente com moto-roçadoras.

6.4.2 PREPARAÇÃO DO TERRENO PARA PLANTAÇÃO: ARMAÇÃO DO TERRENO EM VALA E CÔMORO E RIPAGEM

A armação do terreno em vala e cômoro é piquetada na curva de nível. A distância máxima entre linhas será determinada pelo declive do terreno. Resultam da fórmula recomendada em (Alves, 1982) os Espaçamento Vertical (EV), Distância Horizontal (DH) e Distância sobre o terreno (DST) indicados no Quadro 22.

Quadro 22. Espaçamento vertical, distância horizontal e distância sobre o terreno a aplicar à armação do terreno em vala e cômoro segundo o declive

Declive (%)	EV (m)	DH (m)	DST (m)
25	2,5	10,1	10,4
30	2,9	9,7	10,1
35	3,3	9,4	9,9

A operação será executada com recurso a uma charrua de aivecas acoplada a um tractor de rastos de potência superior a 90 HP, trabalhando no sentido ascendente das encostas. Na instalação de povoamentos de pinhal a distância entre linhas será mais pequena do que a acima indicada dada a natureza dos compassos de instalação da espécie.

São realizadas duas passagens de charrua em sentidos inversos ligeiramente desniveladas, deixando abertas as extremidades das valas e linhas de escoamento não coincidentes com o maior declive. A profundidade máxima de trabalho é de 40 cm. Deve evitar-se realizar a operação em solos saturados de humidade.

A ripagem é também piquetada na curva de nível. A distância entre linhas será determinada pelo declive do terreno, sendo utilizados espaçamentos semelhantes aos indicados no Quadro 22.

A operação será executada por uma máquina com potência igual ou superior a 140 HP, podendo ser equipada com um ou três dentes de ripper, sem aivecas. A profundidade máxima de trabalho é de 60 cm. Esta operação justifica-se em solos pouco profundos mas com substrato desagregável como é o caso da maioria das situações da "Região a Intervir". Esta operação melhora a capacidade de armazenamento de água e acelera a pedogénese.

Os custos desta operação na área a intervir justificam-se sempre que seja necessário prevenir a perda de solo de uma forma rápida e eficaz, na perspectiva de uma futura utilização cultural, produtiva ou não.

6.4.3 PLANTAÇÃO DE POVOAMENTOS DE PINHEIRO-BRAVO

Os povoamentos a instalar por plantação poderão ser puros ou mistos de pinheiro – bravo e medronho. Deve considerar-se um compasso de plantação entre 4 x 3 m e 3 x 2 m. A origem das plantas deve ser certificada, sendo esta condição para apoio público. Devem ser utilizadas plantas de torrão em contentores.

O período ideal para a plantação é entre o Outono e o Inverno. Isto significa que as decisões de plantação na sequência de incêndios deverão ser tomadas de forma a que a preparação do terreno possa ocorrer no final do Verão princípio do Outono

6.5 ALTERAÇÃO DO USO DO SOLO E DA COMPOSIÇÃO DOS POVOAMENTOS

6.5.1 CULTURAS PARA A FAUNA E INSTALAÇÃO DE PASTAGENS PERMANENTES

O desenho mais favorável para esta intervenção intercala as faixas de culturas com outras, não semeadas e com matos, bem como com zonas de mobilização de solo, sempre com a orientação das curvas de nível. As diferentes faixas devem incluir culturas diferentes adequadas a diferentes espécies e úteis para coberto e alimentação em

diferentes momentos do ciclo anual. Pretende-se diversificar o habitat, gerando coberto e alimentação para o maior número possível de espécies. Simultaneamente, as faixas de culturas para a fauna deverão ser integradas no dispositivo de DFCl, nos termos do PGF que venham a ser elaborados.

As faixas de culturas, com a orientação das curvas de nível, poderão, quando intercaladas com zonas de mobilização de terreno ter no máximo 10-20 m de largura, mais estreitas quanto maior a inclinação. Noutras situações poderão ter até 50 m de largura por 100 m de comprimento.

A título de ilustração desta prática, poderão usar-se faixas de:

- Consociações de trevo – encarnado com centeio, fornecedor de forragem para cervídeos, sendo também útil para populações de coelho-bravo;
- Trigo-sarraceno fornecedor de alimentação e coberto no período seco;
- Colza para coberto de abrigo e fonte de alimento no inverno;
- Consociação ervilhaca – aveia, também fomentadora de alimento de origem animal.

Segundo DIAS (2008), a implantação de pastagens é facilitada em áreas de floresta adulta, composta essencialmente de folhosas autóctones e compassos largos, devendo-se privilegiar os prados permanentes, naturais ou semeados. Deverá dar-se especial atenção à instalação de prados permanentes em áreas ocupadas por esteval, comunidade dominante na área de estudo, para o qual é necessário em primeiro lugar instalar uma cultura melhoradora e só a partir do terceiro ano se deverá instalar o prado permanente. 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.

6.5.2 FAIXAS DE ALTA DENSIDADE E ALTERAÇÃO DA COMPOSIÇÃO DOS POVOAMENTOS

As faixas de alta densidade são povoamentos conduzidos em alto-fuste regular, em compassos muito apertados, formando um coberto muito opaco à luz e ao vento. São desprovidos do estrato arbustivo e quase sempre compostos por espécies resinosas pouco inflamáveis e produtoras de horizontes orgânicos superficiais relativamente húmidos e compactos. Estes dispositivos com efeitos simultâneos na conservação do solo e na defesa da floresta contra incêndios deverão cumprir as seguintes especificações (CNR, 2005):

- Ser localizadas nos fundos dos vales, junto às infraestruturas viárias, nas orlas dos povoamentos (a barlavento) ou noutros locais estratégicos definidos no âmbito do estudo do comportamento do fogo (GOMES e SILVA, 2002), atendendo sempre à sua utilidade como elementos coadjuvantes no retardamento do escoamento;

- Possuírem uma área mínima de 1 ha e uma profundidade superior a 100 m;
- Serem compostos por espécies de agulha/folha curta, nomeadamente *Abies pinsapo*, *Cedrus atlantica*, *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus pinea*, *Pinus sylvestris*, *Chamaecyparis lawsoniana*, *Cupressus (lusitanica, macrocarpa)*, *Sequoia sempervirens*, *Taxodium distichum* ou *Taxus baccata*.

Poderão ser instaladas cortinas corta-fogo, para redução local da velocidade do vento e intercepção de faúlhas e outros materiais incandescentes, estrategicamente localizadas e compostas por espécies muito pouco inflamáveis, tais como as referidas para as faixas de alta densidade ou outras que aproveitem condições edáficas favoráveis, como *Populus* spp. ou *Alnus glutinosa* (GOMES e SILVA, 2002; CNR, 2005).

A constituição de povoamentos de folhosas caducifólias deverá ser favorecida, conduzidos em compassos apertados, sempre que as condições edafo-climáticas garantam o sucesso das arborizações. A expansão destas espécies para estações marginais não é aconselhável, pois aumenta significativamente a sua inflamabilidade no Verão (CNR, 2005).

6.6 GESTÃO DE GALERIAS RIPÍCOLAS

Para a correcta gestão das galerias ribeirinhas deverá ser tidas em consideração, por um lado, a maior importância e sensibilidade ecológica destes espaços e, por outro, a necessidade de evitar que estas formações se transformem em corredores preferenciais na propagação dos fogos, como vem sucedendo com alguma frequência (devido quer à sua posição topográfica, quer à elevada densidade e continuidade de combustível quer ainda à alta inflamabilidade em condições meteorológicas e edáficas desfavoráveis). Deverão, ainda, ser estritamente respeitadas as faixas de protecção às linhas de água estabelecidas no âmbito do regime do domínio hídrico. Segundo o relatório do CNR (2005) os princípios gerais de intervenção são os seguintes:

- Favorecer a regeneração natural dos diferentes estratos de vegetação – As intervenções deverão centrar-se na limpeza e desobstrução das margens e leitos dos cursos de água, nos casos em que tal impeça o normal fluir dos caudais ou propicie um elevado risco de agravamento das condições fitossanitárias.
- Recorrer a plantações ou sementeiras artificiais apenas em casos excepcionais – A regeneração artificial de bandas ribeirinhas apenas deverá ser realizada quando se verificar uma destruição total da vegetação preexistente ou quando a situação preexistente se caracterizava por acentuada degradação, por exemplo sem a presença de estrato arbóreo/arbustivo, com dominância de espécies exóticas invasoras ou com uma flora sem interesse para efeitos de conservação. Poderá ainda ser recomendada em acções planeadas de combate à erosão ou de correcção torrencial.

- Interditar a utilização de material vegetal não originário da vizinhança imediata da linha de água – O material vegetal a utilizar deverá ser proveniente das zonas ripícolas adjacentes ao local a regenerar. O não cumprimento deste preceito poderá conduzir ao empobrecimento ecológico e a poluição genética irreversível de numerosas espécies características dos ecossistemas afectados, especialmente ao nível dos géneros mais susceptíveis à hibridação (*Salix*, etc.).
- Atender à composição e estrutura das formações florestais características da região: O acompanhamento da regeneração natural da vegetação ribeirinha deverá ter como referência as formações características da região intervindo, sempre que for necessário, ao nível da eliminação de espécies exóticas invasoras, da gestão hidráulica, etc.

Como lista indicativa, necessariamente provisória, indicam-se na lista abaixo as principais regiões biogeográficas, elaborada essencialmente a partir de CNR (2005), com indicação das espécies características de cada região.

Quadro 23. Lista indicativa de espécies aconselháveis para a rearborização de terrenos ardidos, segundo a Carta das Grandes Regiões de Arborização (CNR, 2005)

Espécie	Nome vulgar	Regiões de Arborização
<i>Acer monspessulanum</i> L.	Zelha	III
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Padreiro	II, IV
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner	Amieiro	II, III, IV, VIII
<i>Betula pubescens</i> Ehrhart	Vidoeiro	II, IV
<i>Buxus sempervirens</i> L.	Buxo	III
<i>Celtis australis</i> L.	Lódão-bastardo	III
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Corniso	III, IV
<i>Corylus avellana</i> L.	Aveleira	II, IV
<i>Crataegus monogyna</i> Jacques	Pilriteiro	II, III, IV, VIII
<i>Erica arborea</i> L.	Urze-branca	II, III, IV, VIII
<i>Frangula alnus</i> Miller	Sanguinho	II, III, IV, VIII
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	Freixo	II, III, IV, VIII
<i>Ilex aquifolium</i> L.	Azevinho	II, IV
<i>Laurus nobilis</i> L.	Loureiro	IV
<i>Myrica faya</i> Aiton	Samouco	IV
<i>Myrica gale</i> L.	Samouco-do-brabante	IV
<i>Nerium oleander</i> L.	Cevadilha	VIII
<i>Populus alba</i> L.	Choupo-branco	III
<i>Populus nigra</i> L.	Choupo-negro	II, III, IV, VIII
<i>Populus tremula</i> L.	Choupo-tremedor	II

Espécie	Nome vulgar	Regiões de Arborização
<i>Prunus lusitânica</i> L.	Azereiro	IV
<i>Prunus mahaleb</i> L.	Cerejeira-de-santa-luzia	II
<i>Prunus padus</i> L.	Pado	II
<i>Prunus spinosa</i> L.	Abrunheiro	II, III, IV
<i>Pyrus bourgaeana</i> Decaisne	Catapereiro	VIII
<i>Pyrus cordata</i> Desvaux	Escalheiro	II, IV
<i>Quercus pyrenaica</i> Willdenow	Carvalho-negral	II, III
<i>Quercus robur</i> L.	Carvalho-alvarinho	IV
<i>Quercus rotundifolia</i> Lambert	Azinheira	VIII
<i>Salix alba</i> L.	Vimeiro-branco	II, III, IV, VIII
<i>Salix arenaria</i> L.	Salgueiro-das-dunas	IV
<i>Salix atrocinerea</i> Brotero	Borrazeira-preta	II, III, IV, VIII
<i>Salix caprea</i> L.	Salgueiro	II, IV
<i>Salix fragilis</i> L.	Vimeiro-francês	II, III, IV, VIII
<i>Salix neotricha</i> Cörz	Salgueiro-frágil	II, III, IV, VIII
<i>Salix x pseudosalviifolia</i> T.E. Díaz & Puente	Salgueiro	II, III, IV, VIII
<i>Salix purpurea</i> L.	Salgueiro-de-casca-roxa	IV
<i>Salix salviifolia</i> Brotero	Borrazeira-branca	II, III, IV, VIII
<i>Salix triandra</i> L.	Salgueiro.-com-folhas-de- amendoeira	II
<i>Sambucus nigra</i> L.	Sabugueiro	II, III, IV, VIII
<i>Sorbus domestica</i> L.	Sorveira	II
<i>Tamarix africana</i> Poiret	Tamargueira	III, IV, VIII
<i>Tamarix gallica</i> L.	Tamargueira	II, III, IV, VIII
<i>Taxus baccata</i> L.	Teixo	II, IV (acima dos 700m)
<i>Ulmus minor</i> Miller	Ulmeiro-de-folhas-lisas	II, III, IV, VIII
<i>Ulmus procera</i> Salisbury	Ulmeiro	II, III
<i>Viburnum tinus</i> L.	Folhado	II, III, IV, VIII

7. GESTÃO FLORESTAL E A URGÊNCIA DE PROMOÇÃO DA BIODIVERSIDADE

A promoção da biodiversidade é um objectivo da gestão e um requisito para a silvicultura sustentável, pelo que se torna fundamental a compreensão das dinâmicas associadas à heterogeneidade das florestas naturais para delinear estratégias de gestão (LINDENMAYER *et al.*, 2000). Os efeitos das práticas silvícolas devem ser avaliados numa perspectiva de longo prazo que se revela crítica para o planeamento de práticas de gestão sustentáveis e orientadas para a conservação (SCARASCIA-MUGNOZZA *et al.*, 2000).

É igualmente importante reconhecer as perturbações como elementos integrantes dos ecossistemas (WHITE, 1979). Neste contexto, 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).

Nos últimos anos a investigação sobre a biodiversidade em paisagens florestais tem sido motivada pelo declínio de espécies e perdas de habitat (HALPERN e SPIES, 1995), e o uso de práticas de gestão para simular perturbações e dinâmicas naturais têm sido exploradas em vários estudos (ROBERTS e GILLIAM, 1995; NIEMELÄ, 1999; BENGTTSSON *et al.*, 2000; ATLEGRIM e SJÖBERG, 2004).

A hipótese da perturbação intermédia é um modelo que postula que a máxima diversidade é função de perturbações intermédias quanto à dimensão, frequência e intensidade (ROBERTS e GILLIAM, 1995). É expectável o aumento da diversidade com o aumento dos níveis de perturbação até um determinado nível, a partir do qual se verifica o seu decréscimo. Vários autores (BATTLES *et al.*, 2001; SCHUMANN *et al.*, 2003), baseados neste pressuposto, avaliaram o efeito de diferentes práticas de gestão com diferentes intensidades em espécies de várias regiões, e concluíram que perturbações intermédias favorecem a diversidade de espécies.

No entanto, e segundo TORRAS e SAURA (2008), 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. Por outro lado, 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).

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). Contudo, 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.

Em regiões onde o fogo é uma constante ecológica, as práticas de restauração podem incluir o desbaste de árvores de pequeno diâmetro e fogo controlado, cujo objectivo consiste no restabelecimento da estrutura de povoamento e de um regime de fogo de baixa intensidade, característico destas áreas. O desbaste ou outras técnicas mecânicas de gestão de combustíveis florestais não permitem, por si só, eficácia na defesa da floresta contra incêndios e o restauro dos ecossistemas florestais.

7.1 MEDIDAS DE AVALIAÇÃO DA BIODIVERSIDADE À ESCALA DAS UNIDADES 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”. Para CARVALHO (1996) “os métodos de medição da biodiversidade variam com o contexto e são muitas vezes de difícil interpretação”. 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 e 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 e SHMIDA, 1984; SHMIDA e WILSON, 1985; GASTON e 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 e BLACKBURN, 2000; GASTON, 2000; BLACKBURN e 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 24. Tipos de diversidade associados aos níveis de organização biológica (adaptado de BASTISTELA, 2008)

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.

Ecosistemas 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 25. Medidas de avaliação da diversidade beta (KOLEFF, *et al.*, 2003)

Formulação original		Fonte
$\beta_w \frac{S}{\bar{a}} \text{ ou } \frac{S}{\bar{a}} - 1$	$\frac{a+b+c}{(2a+b+c)/2} \text{ ou } \frac{a+b+c}{(2a+b+c)/2} - 1$	WHITTAKER (1960), MAGURRAN (1988), SOUTHWOOD e HENDERSON (2000)
$\beta_{-1} \left[\frac{S}{\bar{a}} - 1 \right] / (N - 1)$	$\frac{a + b + c}{(2a + b + c)/2} - 1$	HARRISON <i>et al.</i> (1992)
$\beta_c \frac{g(H)+l(H)}{2}$	$\frac{b + c}{2}$	CODY (1975)
$\beta_{wb} (a + b) + (a + c) - 2a$	$b + c$	WEIHER e BOYLEN (1994)
$\beta_r \frac{S^2}{2r+S} \text{ ou } \frac{S^2}{2r+S} - 1$	$\frac{(a+b+c)^2}{(a+b+c)^2-2bc} \text{ ou } \frac{(a+b+c)^2}{(a+b+c)^2-2bc} - 1$	ROUTLEDGE (1977), MAGURRAN (1988), SOUTHWOOD e 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 e SHMIDA (1984)
β_c	$\exp(\beta_1) - 1$	ROUTLEDGE (1977)
$\beta_i \frac{g(H)+l(H)}{2\bar{a}}$	$\frac{b + c}{2a + b + c}$	WILSON & SHMIDA (1984)
$\beta_{me} \frac{g(H)+l(H)}{2\bar{a}(N-1)}$	$\frac{b + c}{2a + b + c}$	MOURELLE e EZCURRA (1997)
$\beta_j \frac{a}{\alpha_1 + \alpha_2 + a}$	$\frac{b + c}{a + b + c}$	JACCARD (1912), MAGURRAN (1988), SOUTHWOOD e HENDERSON (2000)
$\beta_{sor} \frac{2a}{\alpha_1 + \alpha_2}$	$\frac{2a}{2a + b + c}$	DICE (1945), SØRENSEN (1948), WHITTAKER (1975), MAGURRAN (1988), SOUTHWOOD e HENDERSON (2000)
$\beta_m (\alpha_1 + \alpha_2)(1 - \beta_j)$	$(2a + b + c) \left(1 - \frac{a}{a + b + c} \right)$	MAGURRAN (1988)
$\beta_{-2} \left[\frac{S}{\bar{a}_{max}} - 1 \right] / (N - 1)$	$\frac{\min(b, c)}{\max(b, c) + a}$	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 e 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 e 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	$1 - \left[\log \left(\frac{2a + b + c}{a + b + c} \right) / \log 2 \right]$	HARTE e KIZING (1997), LENNON <i>et al.</i> (2001)

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

/ = 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 espécies cuja distribuição se sobrepõe;

g = Ganho cumulativa de espécies;

l = Perda cumulativa de espécies;

H = Variação dos gradients de habitat;

e_j = 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.

7.2 MONITORIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO PÓS-FOGO: CONSIDERAÇÕES GERAIS E 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.

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).

BUHK *et al.* (2007) salientou a escassa informação disponível entre a regeneração das espécies 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).

7.2.1 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).

7.2.2 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.

Alguns autores descrevem a rápida recuperação da estrutura e composição das comunidades pioneiras pós-fogo 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 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). Segundo VALLEJO (1996) o processo de recuperação da vegetação pós-incêndio depende do regime dos incêndios e do comportamento das espécies. Alguns estudos sugerem que as mudanças no regime do fogo 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 de incêndios (DÍAZ-DELGADO *et al.*, 2002).

Muitos estudos mostraram 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).

7.2.3 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).

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), e permitem interpretar variações nas comunidades vegetais ao longo de gradientes ambientais, nos quais se pode incluir a sucessão secundária (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, 2001, 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 8, 9 e 10. 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.

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.

De salientar ainda que a diminuição da resiliência 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). Os intervalos entre fogo fornecem oportunidades para reconstrução das populações de determinadas espécies que não dependem do fogo para se estabelecerem (KEELEY, 1995).

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).

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABBOTT, L., 1984. Changes in the abundance and activity of certain soil and litter fauna in the Jarrah forest of western Australia after a moderate intensity fire. *Australian Journal of Soil Research* 22: 463-469.
- ABRIL, M., GRACIA, C.A., 1989. Crecimiento de los rebrotes de *Pistacia lentiscus* y *Quercus coccifera* después de un incendio. *Options Méditerranéennes – Série Séminaires* 3: 101-106.
- AERTS, R., 1995. The advantage of being evergreen. *Trends in Ecology & Evolution* 10: 402-407.
- AERTS, R., BERENDSE, F., 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* 76: 63-69.
- AFN, 2009a. *Normas técnicas de elaboração dos planos específicos de intervenção florestal*. Autoridade Florestal Nacional, Lisboa.
- AFN, 2009b. *Plano Municipal de Defesa da Floresta contra Incêndios (PMDFCI): Guia técnico*. Autoridade Florestal Nacional, Lisboa.
- 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.
- ALEXANDROVA, T., PREOBAZHENSKY, V.S., 1985. *Approaches to investigation of landscape organisation*. VII International Symposium on Ecological Landscape Studies, Chekoslovakia.
- ALLEN, C.D., SAVAGE, M., FALK, D.A., SUCKLING, K.F., SWETNAM, T.W., SCHULKE, T., STACEY, P.B., MORGAN, P., HOFFMAN, M., KLINGEL, J.T., 2002. Ecological restoration of southwestern ponderosa pine ecosystems: a broad perspective. *Ecological Applications* 12: 1418-1433.
- ALVES, A., 1982. *Técnicas de produção florestal*. INCM, Lisboa
- ALVES, A.L., CARVALHO, N.S., SILVEIRA, A.C., MARQUES, J.P., COSTA, Z., HORTA, A.L.L., 2003. *O abandono da actividade agrícola*. MADRP, Lisboa.
- ANDREWS, P.L., BEVINS, C.D., SELI, R.C., 2008. *BehavePlus fire modeling system, version 4.0: User's Guide*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-106WWW Revised. Ogden, UT: Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.
- ARAÚJO, M., 1998. Avaliação da biodiversidade em conservação. *Silva Lusitana* 6(1): 19-40.
- 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).
- ARIANOUTSOU, M., THANOS, C.A., 1996. Legumes in the fireprone Mediterranean regions: An example from Greece. *International Journal of Wildland Fire* 6: 77-82.
- 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.
- ATLEGRIM, O., SJÖBERG, K., 2004. Selective felling as a potential tool for maintaining biodiversity in managed forests. *Biodiversity and Conservation* 13: 1123-1133.

- 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.
- 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.
- BARRETO, L.S., 1978. *Uma aplicação da engenharia de sistemas: programa unificado de planeamento do sector florestal*. Estudos 9, Direcção-Geral de Fomento Florestal, Lisboa.
- 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.
- BATISTELA, T.S., 2008. *Transferência de tecnologia: Mapeamento dos vazios urbanos, carta de risco e zoneamento ecológico-econômico. Módulo 4 – Biodiversidade*. Prefeitura Municipal de Goiânia, Goiânia.
- 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.
- BAUTISTA, S., ROBICHAUD, P.R., BLADÉ, C., 2008. 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).
- BEAUDRY, S., DUCHESNE, L.C., COTE, B., 1997. Short-term effects of three forestry practices on carabid assemblages in a jack pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 2065-2071.
- BELLINGHAM, P.J., SPARROW, A.D., 2000. Resprouting as a life history strategy in woody plant communities. *Oikos* 89(2): 409-416.
- BENGTSSON, 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.
- BERENDSE, F., 1998. Effects of dominant plant species on soil during succession in nutrient-poor ecosystems. *Biogeochemistry* 42(1-2): 73-88.
- BERNALDEZ, F.G., 1991. Ecological consequences of the abandonment of traditional land use systems in Central Spain. *Options Méditerranéennes* 15: 23-29.
- BEYERS, J.L., 2004. Postfire seeding for erosion control: effectiveness and impacts on native plant communities. *Conservation Biology* 18(4): 947-956.
- BLACKBURN, T.M., GASTON, K.J., 1996. The distribution of bird species in the New World: patterns in species turnover. *Oikos* 77: 146-152.
- BLONDEL, J., FARRÉ, H., 1988. The convergent trajectories of bird communities along ecological successions in European forests. *Oecologia* 75: 83-93.
- 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.
- BOND, W.J., VAN WILGEN, B.W., 1996. *Fire and plants*. Chapman & Hall, London, UK.
- 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.

- BORGES, J.G., 1999. Paradigmas, tecnologias e equívocos em gestão de recursos florestais. *Revista Florestal* 12: 26-34.
- 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.
- BOTELHO, H., FERNANDES, P., LOUREIRO, C., 2008. *Guia de campo para fogo controlado em matos*. Grupo de Fogos, Departamento Florestal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- BOTELHO, H.S., VAREJÃO, E., FERNANDES, P., 1990. *Caracterização de combustíveis florestais: sua utilização na previsão do comportamento do fogo*. Livro do II Congresso Florestal Nacional, pp. 729-742.
- BOWMAN, D.M.J.S., 1993. Biodiversity: much more than biological inventory. *Biodiversity Letters* 1: 163.
- BOYLES, J.G., AUBREY, D.P., 2006. Managing forests with prescribed fire: Implications for a cavity-dwelling bat species. *Forest Ecology and Management* 222: 108-115.
- BRANDT, J., VEJRE, H., 2004. Multifunctional landscapes – motives, concepts and perspectives. In BRANDT, J., VEJRE, J.,H. (Eds). *Multifunctional landscapes. Volume 1: Theory, values and history*. WITpress, pp. 3-31.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1965. *Plant sociology: the study of plant communities*. Hafner, London.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1979. *Fitosociologia. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Ed. Blume, Madrid.
- 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.
- BRENNAN, L. A., ENGSTROM, R. T., PALMER, W. E., HERMANN, S. M., HURST, G. A., BURGER, L. W., HARDY, C. L., 1998. Whither wildlife without fire? *Transactions of the 63rd American Wildland Nature Resources Conference* 63: 402-414.
- 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.
- BROWN, D.G., DUH, J.-D., 2004. Spatial simulation for translating from land use to land cover. *International Journal of Geographical Information Science* 18(1): 35-60.
- BROWN, J.H., 1995. *Macroecology*. University of Chicago Press, Chicago.
- BRUNO-SOARES, A. M., ABREU, J. M., SOLER, F., 2003. Preliminar in vitro studies of *Cistus salvifolius* leaves in relation to metabolic disorders in sheep. In Acamovic, T., Stewart, C. S., Pennycott, T. W. (Eds.), *Poisonous plants and related toxins*, CABI Publishing, Oxford.
- BRUNO-SOARES, A. M., 2008. O controlo da vegetação herbácea e arbustiva pelos pequenos ruminantes nos ecossistemas multi-funcionais em Portugal. In MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Coord.), *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*. ISA Press, Lisboa, pp. 49-60.
- 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.

- 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.
- BURY, R. B., MAJOR, D. J., PILLIOD, D., 2000. Responses of amphibians to fire disturbance in Pacific Northwest forests: a review. In FORD, W. M., RUSSELL, K. R., MOORMAN, C. E. (eds.) *The role of fire in nongame wildlife management and community restoration: traditional uses and new directions*. General Technical Report NE-288. Newtown Square, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, pp. 34-42.
- CALVO, L., TARREGA, R., DE LUIS, E., 2002. Secondary succession after perturbations in a shrubland community. *Acta Oecologica* 23: 393-404.
- CAMARDA, I., BRUNDU, G., SATTÀ, 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.
- CAMPBELLA, J. W., HANULAA, J. L., WALDROPB, T. A., 2007. Effects of prescribed fire and fire surrogates on floral visiting insects of the blue ridge province in North Carolina. *Biological Conservation* 34: 393-404.
- 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.
- CAP, 2004. *Código de boas práticas para uma gestão florestal sustentável*. Confederação de Agricultores Portugueses, Lisboa.
- 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.
- 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.
- 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.
- CARVALHO, C.F.S.R., 1996. *Biodiversidade: Importância dos conceitos e métodos de avaliação para as políticas de conservação da natureza*. Seminário do Mestrado em Gestão de Recursos Naturais, Instituto Superior de Agronomia, Lisboa.
- 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 ecosystem processes*. Dissertação de Doutoramento, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra.
- CASTRO, M., 1998. *Etude comparative de deux surfaces fourragères dans un système agroforestier: valeur nutritive et utilisation de la végétation par le animaux*. Thèse Master, ENSAM, AGROPOLIS, Montpellier.
- 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.
- CATRY, F., BUGALHO, M., SILVA, J., 2007. *Recuperação da floresta após o fogo: O caso da Tapada Nacional de Mafra*. CEABN-ISA, Lisboa.

- CHAPIN, F.S. III, BRET-HARTE, M.S., HOBBIE, 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- COLIN, P.Y., JAPPIOT, M., MARIEL, A., 2001. *Protection des forêts contre l'incendie*. Cahier FAO Conservation 36, FAO/CEMAGREF, Rome.
- COLWELL, R. K., CODDINGTON, J. A., 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of the Royal Society*, London B 345: 101-118.
- CONVERSE, S. J., WHITE, G. C., BLOCK, W. M., 2006. Small mammal responses to thinning and wildfire in ponderosa pine-dominated forests of the southwestern USA. *Journal of Wildlife Management* 70(6): 1711-1722.
- CORREIA, A., OLIVEIRA, A., 1999. *Principais espécies florestais com interesse para Portugal. Zonas de influência Mediterrânea*. Estudos e Informação n.º 318, Direção-Geral das Florestas, Lisboa.
- CORREIA, A., OLIVEIRA, A., 2003. *Principais espécies florestais com interesse para Portugal. Zonas de influência Atlântica*. Estudos e Informação n.º 322, Direção-Geral das Florestas, Lisboa.
- CORREIA, O., CLEMENTE, A., 2001. O fogo. Um mal necessário? *Revista Ciência*, VII(2): 3-13.
- COSTA, J. C., AGUIAR, C., CAPELO, J. H., LOUSÃ, M., NETO, C., 1999. Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea* 0: 5-56.
- COUTURE, G., LEGRIS, J., LANGEVIN, L., LABERGE, L., 1995. *Évaluation des impacts du glyphosate utilisé dans le milieu forestier*. Ministère des Ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, Service du suivi environnemental, Québec.
- COVINGTON, W. W., FULÉ, P. Z., HART, S. C., WEAVER, R. P., 2001. Modeling ecological restoration effects on ponderosa pine forest structure. *Restoration Ecology* 9: 421-431.
- COVINGTON, W. W., FULÉ, P. Z., MOORE, M. M., HART, S. C., KOLB, T. E., MAST, J. N., SACKETT, S. S., WAGNER, M. R., 1997. Restoring ecosystem health in ponderosa pine forests of the southwest. *Journal of Forestry* 95: 23-29.
- 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.
- 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.

- DAVEAU, S., 2000. *Portugal geográfico*. 3ª Edição, Edições João Sá da Costa, Porto.
- DE GROOT, R. S., 1992. *Functions of nature: evaluation of nature in environmental planning, management and decision-making*. Wolters Noordhoff BV, Groningen, The Neth.
- 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.
- DE LUIS, M., RAVENTÓS, J., GONZÁLEZ-HIDALGO, J. C., 2006. Post-fire vegetation succession in Mediterranean gorse shrublands. *Acta Oecologica* 30: 54-61.
- DECOCQ, 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: understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41: 1065-1079.
- 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.
- 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.
- DGF, 1998. *Plano de desenvolvimento sustentável da floresta portuguesa*. Direção-Geral das Florestas, Lisboa.
- DGF, 1999. *Critérios e indicadores de gestão florestal sustentável ao nível da unidade de gestão*. Direção-Geral de Florestas, Lisboa.
- DGF, 2003. *Espécies arbóreas florestais utilizáveis em Portugal*. Documento policopiado, Direção-Geral de Florestas, Lisboa.
- DGRF, 2005. *Gestão pós-fogo – Extração de madeira queimada e protecção da floresta contra a erosão do solo*. DGRF, Lisboa.
- DGRF, 2007. *Estratégia Nacional para as Florestas*. DGRF-INCM, Lisboa.
- 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.
- 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.
- 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.
- DICE, L. R., 1945. Measures of the amount of ecological association between species. *Ecology* 26: 297-302.
- DROC, 1986. *PROT do Alto Mondego: zona envolvente das barragens do Coiço-Fronhas-Aguieira – IV Propostas de ordenamento e desenvolvimento*. Direção Regional de Ordenamento do Centro, Coimbra.

- DUGUY, B., 2003. *Interacción de la historia de usos del suelo y el fuego en condiciones mediterráneas. Respuesta de los ecosistemas y estructura del paisaje*. Dissertação de doutoramento, Universidad de Alicante.
- 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.
- DUREAU, R., AUSSIBAL, G., BEYLIER, B., BROSSE-GENEVET, E., CLOPEZ, M., ÉTIENNE, M., KMIÉC, L., RIGOLOT, E., ROUVILLE, S., 2003. *Gestion des garrigues à chêne kermes sur coupures de combustible*. Réseau Coupures de Combustibles n.º 8.
- 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.
- ÉTIENNE, M., RIGOLOT, E., 2003. Garantir l'efficacité des opérations de prévention des incendies de forêt. Un réseau pour une maîtrise à moyen terme. *Façsade* 19: 1-4.
- 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.
- 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.
- FERNANDES, J. P., 1991. *Modelo de caracterização e avaliação ambiental aplicável ao planeamento (ECOGIS/ECOSAD)*. Tese de Doutoramento, FCT- NL, Lisboa.
- 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.
- FERNANDES, P.M., 2001. Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal. *Forest Ecology and Management* 144(1-3): 67-74.
- FERNANDES, P.M., 2006. Silvicultura preventiva e gestão de combustíveis: opções e optimização. In PEREIRA, J. S., PEREIRA, J. C., REGO, F. C., SILVA, J. M. N., PEREIRA DA SILVA, T., *Incêndios Florestais em Portugal*. ISA Press, Lisboa, pp. 327-354.
- FERNANDES, P., BOTELHO, H., LOUREIRO, C., 2002. *Manual de formação para a técnica do fogo controlado*. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. 1ª Edição. Comissão Nacional Especializada de Fogos Florestais. Vila Real.
- FERNANDES, P., BOTELHO, H., REGO, F., 2005. A Piroecologia do Pinheiro bravo. *Silva Lusitana* 13(2), 233-248.
- FERNANDES, P., BOTELHO, H., LOUREIRO, C., 2000a. *Guia de fogo controlado em povoamentos de Pinheiro bravo*. Departamento Florestal, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.
- FERNANDES, P., RUIVO, L.M., GONÇALVES, P.C., REGO, F.C., SILVEIRA, S.C., 2000b. *Dinâmica da combustibilidade nas comunidades vegetais da Reserva Natural da Serra da Malcata*. Congresso Ibérico de Fogos Florestais. Castelo Branco.

- FERNANDES, P., GONÇALVES, H., LOUREIRO, C., FERNANDES, M., COSTA, T., CRUZ, M. G., BOTELHO, H., 2009. Modelos de combustível florestal para Portugal. In *Actas do 6º Congresso Florestal Nacional*, pp. 348-354, SPCF, Lisboa.
- 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.
- FERRAN, A. SERRASOLSAS, I., VALLEJO, R., 1992. Soil Evolution after FIRE in *Quercus ilex* and *Pinus halepensis* Forests. In TELLER, A., MATHY, P., JEFFERO, N. R. (Eds.), *Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes*. Commission of the European Communities, Elsevier Applied Science, pp. 397-404.
- 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.
- FERRANDIS, P., HERRANZ, J.M., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, 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.
- FERRANDIS, P., HERRANZ, J.M., MARTÍNEZ-SÁNCHEZ, J.J., 2001. Response to fire of a predominantly transient seed bank in a Mediterranean weedy pasture (eastern-central Spain). *Ecoscience* 8: 211-219.
- FINNEY, M. A., 2004. *Theory and evidence of landscape fuel treatment effects*. USDA Forest Services.
- FLORESTAR, 2007. *Guia prático de intervenção em áreas florestais sensíveis aos riscos: Ferramentas de apoio ao investimento florestal*. Parceria de Desenvolvimento do Projecto "Florestar – Sustentabilidade da Floresta" no âmbito da Iniciativa Comunitária EQUAL.
- FLORINETH, F., MOLON, M., 2004. *Dispensa de ingegneria naturalistica 2004/2005*. Università di Bodenkultur, Vienna.
- 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.
- 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.
- FORTIER, J., MESSIER, C., 2006. Are chemical or mechanical treatments more sustainable for forest vegetation management in the context of the TRIAD? *The Forestry Chronicle* 82(6): 806-818.
- FRANCO, J. A., 1971, 1984. *Nova flora de Portugal (Continente e Açores) Vol. I, II*. Edição de Autor, Lisboa.
- 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.
- FRANKLIN, J. F., 1993. Preserving biodiversity – species, ecosystems, or landscapes. *Ecological Applications* 3: 202-205.

- FRANZ, J. E., MAO, M. K., SIKORSKI, J. A., 1997. *Glyphosate: A unique global herbicide*. American Chemistry Society Monographs 189, Washington, DC.
- 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.
- GASTON, K., 1996. What is biodiversity? In GASTON, K. (Ed.) *Biodiversity - A biology of numbers and difference*. Blackwell Science, UK, pp. 1-9.
- GASTON, K. J., BLACKBURN, T. M., 2000. *Pattern and process in Macroecology*. Blackwell Science, Oxford.
- 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.
- 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.
- GEHU, J., RIVAS-MARTINEZ, S., 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. In Dierschke, H. (Ed.), *Syntaxonomie*, pp. 5-33. J. Cramer Ed., Vaduz.
- GERMANO, M.A., 2004. *Regime florestal: Um século de existência*. 2ª Edição, Direção-Geral dos Recursos Florestais, Lisboa.
- GILL, A.M., 1981. Adaptive 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.
- GILLIAM, F. S., ROBERTS, M. R., 1995. Impacts of forest management on plant diversity. *Ecological Applications* 5: 911-912.
- GOMES, F., SILVA, J.S., 2002. Normas preventivas no planeamento das arborizações. In SILVA, J. S., PÁSCOA, F. (Coord.), *Manual de silvicultura para prevenção de incêndios*. Direção-Geral das Florestas, Lisboa, 8p.
- 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.
- GRAHAM, R., MCCAFFREY, S., JAIN, T., (tech. eds.), 2004. *Science basis for changing forest structure to modify wildfire behavior and severity*. General Technical Report RMRS-GTR-120, USDA Forest Service, Fort Collins.
- GREEN, L. R., 1977. *Fuelbreaks and other fuel modification for wildland fire control*. USDA Forest Service, Agriculture Handbook 499.
- GREEN, L. R., NEWELL, L. A., 1982. *Using goats to control brush regrowth on fuelbreaks*. USDA General Technical Report PSW-59, Berkeley, California.
- GREENBERG, C. H., 2001. Response of reptile and amphibian communities to canopy gaps created by wind disturbance in the southern Appalachians. *Forest Ecology and Management* 148: 135-144.
- GREENBERG, C. H., WALDROP, T. A., 2008. Short-term response of reptiles and amphibians to prescribed fire and mechanical fuel reduction in a southern Appalachian upland hardwood forest. *Forest Ecology and Management* 255: 2883-2893.

- GRESSWELL, R. E., 1999. Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 193-221.
- GROSS, E., STEINBLUMS, I., RALSTON, C., JUBAS, H., 1989. *Emergency watershed treatments on burned lands in Southwestern*. USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-109, pp. 109-114.
- GUIOMAR, N., FERNANDES, J.P., 2007. Multifunctionality of landscapes – rural development, landscape functions and their impact on biodiversity. *IALE World Congress 2007 – Book of Abstracts*, pp. 84-85.
- 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 Asociación de Ingeniería del Paisaje, Girona.
- 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.
- 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.
- GUIOMAR, N., RAMALHO, C., 2006. Defensa del sector forestal en Portugal contra los incendios forestales. *EuropaCork*, IV(28): 24-29.
- 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.
- 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.
- HALPERN, C. B., SPIES, T. A., 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications* 5: 913-934.
- HANES, T.L., 1971. Succession after fire in the chaparral of southern California. *Ecological Monographs* 41: 27-52.
- HANES, T., 1977. California chaparral. In BARBOUR, M.G., MAJOR, J. (Eds.), *Terrestrial vegetation of California*, Wiley, New York, pp. 417-470.
- HANN, W. J., HEMSTROM, M. A., HAYNES, R. W., CLIFFORD, J. L., GRAVENMIER, R. A., 2001. Costs and effectiveness of multi-scale integrated management. *Forest Ecology and Management* 153: 127-145.
- HANSEN, A. J., URBAN, D. L., 1992. Avian response to landscape pattern: the role of species' life histories. *Landscape Ecology* 7: 163-180.
- HANULA, J. L., WADE, D. D., 2003. Influence of long-term dormant season burning and fire exclusion on ground-dwelling arthropod populations in longleaf pine flatwoods ecosystems. *Forest Ecology and Management* 175: 163-184.

- HARPOLE, D. N., HAAS, C. A., 1999. Effects of seven silvicultural treatments on terrestrial salamanders. *Forest Ecology and Management* 114: 349-356.
- HARRISON, S., ROSS, S. J., LAWTON, J. H., 1992. Beta diversity on geographic gradients in Britain. *Journal of Animal Ecology* 61: 151-158.
- 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.
- HARTZLER, B., 2001. Glyphosate – A Review. Department of Agronomy. Weed science. Iowa State University, Iowa City, Iowa.
- 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.
- HERMANN, S. M., HOOK, T. V., FLOWERS, R. W., BRENNAN, L. A., GLITZENSTEIN, J. S., STRENG, D. R., WALKER, J. L., MYERS, R. L., 1998. Fire and biodiversity: Studies of vegetation and arthropods. *Transactions 63rd North American Wildland Natural Resources Conference* 63: 384-401.
- HERRANZ, J.M., FERRANDIS, P., COPETE, M.A., DURO, E.M., ZALACAÍN, A., 2006. Effect of allelopathic compounds produced by *Cistus ladanifer* on germination of 20 Mediterranean taxa. *Plant Ecology* 184: 259-272.
- 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.
- JACCARD, P., 1912. The distribution of the flora in the alpine zone. *New Phytologist* 11: 37-50.
- JACKSON, M., ROERING, J. J., 2009. Post-fire geomorphic response in steep, forested landscapes: Oregon Coast Range, USA. *Quaternary Science Reviews* 28: 1131-1146.
- JANSEN, R., LITTLE, R. M., CROWE, T. M., 1999. Implications of grazing and burning of grasslands on the sustainable use of francolins (*Francolinus* spp.) and on overall bird conservation in the highlands of Mpumalanga province, South Africa. *Biodiversity and Conservation* 8: 587-602.
- JUHREN, M.C., 1966. Ecological observations on *Cistus* in the Mediterranean vegetation. *Forest Sciences* 12: 415-426.
- KAUFFMAN, J. B., 2004. Death rides the forest: perceptions of fire, land use, and ecological restoration of western forests. *Conservation Biology* 18(4): 878-882.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- KENT, M., COKER, P., 1992. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. John Willey & Sons, Chichester.

- KERSTYN, A., STILING, P., 1999. The effects of burn frequency on the density of some grasshoppers and leaf miners in a Florida sandhill community. *Florida Entomology* 82: 499-505.
- 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.
- 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.
- KNAPP, E. E., KEELEY, J. E., BALLENGER, E. A., BRENNAN, T. J., 2005. Fuel reduction and coarse woody debris dynamics with early season and late season prescribed fire in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management* 208: 383-397.
- KNAPP, E. E., SCHWILK, D. W., KANE, J. M., KEELEY, J. E., 2007. Role of burning season on initial understory vegetation response to prescribed fire in a mixed conifer forest. *Canadian Journal of Forest Research* 37: 11-22.
- KOLEFF, P., GASTON, K. J., LENNON, J. J., 2003. Measuring beta diversity for presence-absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367-382.
- KOOLS, S. A. E., ROOVERT, M., VAN GESTEL, C. A. M., VAN STRAALLEN, N. M., 2005. Glyphosate degradation as a soil health indicator for heavy metal polluted soils. *Soil Biology and Biochemistry* 37(7): 1303-1307.
- LANDE, R., 1996. Statistics and partitioning of species diversity, and similarity among multiple communities. *Oikos* 76: 5-13.
- LANDSBERG, J., LAVOREL, S. & STOL, J. 1999. Grazing response groups among understorey plants in arid rangelands. *Journal of Vegetation Science* 10: 683-696.
- 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.
- 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.
- LAVOREL, S., ROCHETTE, C., LEBRETON, J.D., 1999. Functional groups for response to disturbance in Mediterranean old field. *Oikos* 84: 480-498.
- 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.
- LEE, S. D., 2004. Population dynamics and demography of deermice (*Peromyscus maniculatus*) in heterogeneous habitat: role of coarse woody debris. *Polish Journal of Ecology* 52: 55-62.
- 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.
- LINDENMAYER, D. B., MARGULES, C. R., BOTKIN, D. B., 2000. Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology* 14: 941-950.

- LLORET, F., 1998. Fire, canopy cover and seedling dynamics in Mediterranean shrubland of northeastern Spain. *Journal of Vegetation Science* 9: 417-430.
- LLORET, F., CALVO, E., PONS, X., DIAZ-DELGADO, R., 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian peninsula. *Landscape Ecology* 17: 745-759.
- 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.
- LLORET, F., VILÀ, M., 1997. Clearing of vegetation in Mediterranean garrigue: response after a wildfire. *Forest Ecology and Management* 93: 227-234.
- 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.
- LOUREIRO, N.S., CRUZ, C.S., 1993. *Cartografia dos usos do território e dos habitats de Portugal Continental*. Projecto INASP, Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- LOURO, G., MARQUES, H., SALINAS, F., 2002. *Elementos de apoio à elaboração de projectos florestais*. 2.ª Edição, Estudos e informação n.º 321, Direcção-Geral das Florestas, Lisboa.
- LUIS-CALABUIG, E., TÁRREGA, R., CALVO, L., MARCOS, E. VALBUENA, L. 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.
- MADRP, 2005. *Orientações para uma Estratégia de Desenvolvimento Rural*. MADRP, Lisboa.
- MAGURRAN, A.E., 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Croom Helm, London.
- MALANSON, G. P., TRABAUD, L., 1988. Vigour of Post-Fire Reprouting by *Quercus coccifera* L. *Journal of Ecology* 76, 351-365.
- MALATO-BELIZ, J., 1958. *A fitossociologia e as zonas económicas da cultura do trigo*. Tipografia Alcobacense, Alcobaca.
- MALATO-BELIZ, J., 1982. *A Serra de Monchique: Flora e vegetação*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Património Paisagístico, Lisboa.
- MANSO, F. T., 2008. A problemática das relações entre floresta, fogo e o pastoreio: resultados indicadores no Norte de Portugal. In MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Coord.), *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*. ISA Press, Lisboa, pp. 141-158.
- MANSO, F., BENTO, J., REGO, F., 2005. *Fogo controlado, corte e pastoreio. Resposta da vegetação a diferentes técnicas de gestão*. 5º Congresso Florestal Nacional: A Floresta e as Gentes, IPV, Viseu.
- MARCHANTE, H., MARCHANTE, E., FREITAS, H., 2005. *Plantas invasoras em Portugal – fichas para identificação e controlo*. Ed. dos autores, Coimbra.
- MASSON, P., 1995. Influence of sylvopastoral management on the functioning of the cork-oak forest. *Options Méditerranéennes* 12: 175-178.
- MCCULLOUGH, D. G., WERNER, R. A., NEUMANN, D., 1998. Fire and insects in northern and boreal forest ecosystems of North America. *Annual Review of Entomology* 43: 107-127.
- 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.

- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- MOLINA, D., 2000. Actuación sobre los Combustibles Forestales: Fuego Prescrito. In Vélez, R., (Ed.), *La defensa contra incendios forestales*. McGraw-Hill/Interamericana de España, S.A.U., Madrid, pp. 14.36-14.42.
- MONROE, M. E., CONVERSE, S. J., 2006. The effects of early season and late season prescribed fires on small mammals in a Sierra Nevada mixed conifer forest. *Forest Ecology and Management* 236: 229-240.
- 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.
- MONZÓN, A., FERNANDES, P., RODRIGUES, N., 2004. Vegetation structure descriptors regulating the presence of wild rabbit in the National Park of Peneda-Gerês, Portugal. *European Journal of Wildlife Research* 50(1): 1-6.
- 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.
- MOREIRA, M. B., 2006a. O empresariado rural, a pastorícia e a prevenção dos fogos florestais. *Revista Confragri/Espaço Rural* 53: 33-35.
- MOREIRA, M. B., 2006b. O empresariado rural, a pastorícia e a prevenção dos fogos florestais. *Revista Confragri/Espaço Rural* 54: 37-39.
- MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Eds.), 2008. *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*, ISAPress, Lisboa.
- MORENO, J.M., OECHEL, W.C., 1994. Fire intensity as a de-terminant factor of post-fire plant recovery in southern California chaparral. In MORENO, J.M., OECHEL, W.C. (Eds.), *The role of fire in Mediterranean type ecosystems*, *Ecological Studies* 107, Springer-Verlag, New York, pp. 26-45.

- MORENO, J. M., VÁZQUEZ, A., VÉLEZ, R., 1998. Recent history of forest fires in Spain. In Moreno, J. M. (Ed.) *Large forest fires*, Backhuys Publishers, Leiden, pp. 159-185.
- MOURELLE, C., EZCURRA, E., 1997. Differentiation diversity of Argentine cacti and its relationship to environmental factors. *Journal of Vegetation Science* 8: 547-558.
- NAVEH, Z., 1974. Effects of fire in the Mediterranean regions. In KOZLOWSKI, T.T., AHLGREN, C.E. (Eds.), *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York, pp. 401-434.
- NAVEH, Z., 1975. The evolutionary significance of fire in the mediterranean region. *Vegetatio* 29: 199-208.
- NAVEH, Z., 1994. The role of fire and its management in the conservation of Mediterranean ecosystems and landscapes. In Moreno, J. M., Oechel, W. C. (Eds.) *The role of fire in Mediterranean-type ecosystems*, *Ecological Studies*, Springer-Verlag, Vol. 107, pp. 163-186.
- 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.
- NAVEH, Z., LIEBERMAN, A., 1994. *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.
- 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.
- NE'EMAN, G., DAFNI, A., POTSS, S. G., 2000. The effect of fire on flower visitation rate and fruit set in four core-species in the east Mediterranean scrubland. *Plant Ecology* 146: 97-104.
- NEARY, D. G., 2009. Post-wildland fire desertification: can rehabilitation treatments make a difference? *Fire Ecology* 5(1): 129-144.
- 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.
- NIEMELÄ, J., 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management* 115: 127-134.
- NIWA, C. G., PECK, R. W., 2002. Influence of prescribed fire on carabid beetle (Carabidae) and spider (Araneae) assemblages in forest litter in Southwestern Oregon. *Environmental Entomology* 31(5): 785-796.
- 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.
- OJEDA, F., MARANON, T., ARROYO, J., 1996. Postfire regeneration of a Mediterranean heathland in southern Spain. *International Journal of Wildland Fire* 6: 191-198.
- OMI, P.N., 1979. Planning future fuelbreak strategies using mathematical modeling techniques. *Environmental Management* 3(1): 73-80.
- PÄRT, T., SÖDERSTRÖM, B., 1999. The effects of management regimes and location in landscape on the conservation of farmland birds breeding in semi-natural pastures. *Biological Conservation* 90: 113-123.

- 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.
- PAUSAS, J. G., 2003. The effect of landscape pattern on Medi-terranean vegetation dynamics: A modelling approach using functional types. *Journal of Vegetation Science* 14: 365-374.
- 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.
- PAUSAS, J.G., CARBÓ, E., CATURLA, R.N., GIL, J.M., VALLEJO, V.R., 1999. Post-fire regeneration patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Acta Oecologica* 20: 499-508.
- PAUSAS, J., LAVOREL, S., 2003. A hierarchical deductive approach for functional types in disturbed ecosystems. *Journal of Vegetation Science* 14: 409-416.
- PAUSAS, J. G., RIBEIRO, E., VALLEJO, V. R., 2004 b. Post-fire regeneration variability of *Pinus halepensis* in the eastern Iberian Peninsula. *Forest Ecology and Management* 203: 251-259.
- 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.
- PEREIRA, M. M. D., 1993. *Esquema de uma monografia fitossociológica*. Universidade de Évora, Évora.
- PÉREZ, B., 1997. *Factores que controlan la variabilidad espacial de la respuesta de la vegetación al fuego en la Sierra de Gredos: Usos del territorio e intensidad del fuego*. Doctoral Thesis, Universidad Complutense de Madrid.
- PÉREZ, B., CRUZ, A., FERNANDEZ-GONZALEZ, F., MORENO, J. M., 2003. Effects of the recent land-use history on the postfire vegetation of uplands in Central Spain. *Forest Ecology and Management* 182: 273-283.
- PIELOU, E. C., 1984. *The interpretation of ecological data*. Wiley Interscience, New York.
- PILLIOD, D. S., BURY, R. B., HYDE, E. J., PEARL, C. A., CORN, P. S., 2003. Fire and amphibians in North America. *Forest Ecology and Management* 178: 163-181.
- 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.
- PINHO, J., 2008. Organização do território e defesa da floresta contra incêndios. In MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Coord.), *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*. ISA Press, Lisboa, pp. 31-48.
- PINHO, J., LOURO, G., PAULO, S., 2006. Orientações Estratégicas para a Recuperação das Áreas Ardidas: A experiência da Equipa de Reflorestação. In PEREIRA, J. S., PEREIRA, J. C., REGO, F. C., SILVA, J. M. N., PEREIRA DA SILVA, T. (Eds.), *Incêndios Florestais em Portugal*. ISA Press, Lisboa, pp. 327-354.
- PINTO-CORREIA, T., 1993. Land abandonment: changes in the land use patterns around the Mediterranean basin. *Options Méditerranéennes* 1(2): 97-112.
- 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.

- 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.
- 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.
- 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.
- PONS, P., LAMBERT, B. RIGOLOT, E., PRODON, R., 2003. The effects of grassland management using fire on habitat occupancy and conservation of birds in a mosaic landscape. *Biodiversity and Conservation* 12: 1843-1860.
- POTTS, S. G., VULLIAMY, B., DAFNI, A., NE'EMAN, G., O'TOOLE, C., ROBERTS, S., WILLMER, P., 2003. Response of plant-pollinator communities to fire: changes in diversity, abundance and floral reward structure. *Oikos* 101: 103-112.
- PREISS, E., MARTIN, J. L., DEBUSSCHE, M., 1997. Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: consequences to the breeding avifauna. *Landscape Ecology* 12: 51-61.
- 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.
- RADICH, M.C., ALVES, A.A.M., 2000. *Dois séculos da floresta em Portugal*. CELPA, Lisboa.
- RAMALHO, C., 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.
- RAMALHO, C. R., GUIOMAR, N., PINHO, J., 2005. *GIS applications to decision support in sustainable forestry and landscape planning – Strategic guidelines for the forest restoration of the burnt areas of 2003 fires in Alto Alentejo (Portugal)*. Proceedings do GIS Planet 2005, Estoril.
- RAPP, M., SANTA REGINA, I., RICO, M., GALLEGRO, H.A., 1999. Biomass, nutrient content, litterfall and nutrient return to the soil in Mediterranean oak forests. *Forest Ecology and Management* 119: 39-49.
- RAUNKIAER, O., 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Clarendon Press, Oxford, UK.
- REGO, F. C., 1986. *Effects of prescribed fire on vegetation and soil properties in Pinus pinaster forests of Northern Portugal*. Tese de Doutoramento, Universidade de Idaho.
- REGO, F. C., 1993a. Algumas considerações sobre a Silvicultura do Pinheiro bravo em relação com o Fogo. *Revista Florestal*, 6(1): 81-91.
- REGO, F. C., 1993b. *O fogo controlado na prevenção dos incêndios florestais*. Simpósio sobre catástrofes naturais: Estudo, Prevenção e Protecção, LNEC, Lisboa.
- RENKEN, R. B., 2005. *Does fire affect amphibians and reptiles in eastern US oak forests?* Proceedings of a Conference Fire in Eastern Oak Forests: Delivering Science to Land Managers. GTR-NRS-P-1, pp. 158-166.

- RIDEOUT, D.B., OMI, P.N., 1995. Estimating the cost of fuels treatment. *Forest Science*, 41(4): 664-674.
- RIGOLOT, E., ÉTIENNE, M., LAMBERT, B., 1998. Different fire regime effects on a *Cytisus purgans* community. In Trabaud, L. (Ed.), *Fire management and landscape ecology*, IAW, pp. 137-145.
- 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.
- RILEY, L. F., 1995. Criteria and indicators of sustainable forest management in Canada. *Water, Air and Soil Pollution* 82: 67-70.
- 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.
- RIVAS-MARTÍNEZ, S., 2005. Notions on dynamic-catenal phytosociology as a basis of landscape science. *Plant Biosystems* 2: 135-144.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- RODRÍGUEZ, R., MOSQUERA LOSADA, M. R., ROMERO FRANCO, R., GONZÁLEZ HERNÁNDEZ, M. P., VALLARINO URTIAGA, J. J., 2008. Prevenção de incêndios mediante sistemas silvopastorales. In MOREIRA, M. B., COELHO, I. S. (Coord.), *A silvopastorícia na prevenção dos fogos rurais*. ISA Press, Lisboa, pp. 77-98.
- ROMERO-CALCERRADA, R., PERRY, G. L. W., 2004. The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA "Encinares del rio Alberche y Corio" central Spain, 1984-1999. *Landscape and Urban Planning* 66: 217-232.
- 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.
- ROUTLEDGE, R. D., 1977. On Whittaker's components of diversity. *Ecology* 58: 1120-1127.
- 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.
- ROY, J., SONIÉ, L., 1992. Germination and population dynamics of *Cistus* species in relation to fire. *Journal of Applied Ecology* 29: 647-655.

- 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.
- RUSSELL, K. R., VAN LEAR, D. H., GUYNN, D. C., 1999. Prescribed fire effects on herpetofauna: review and management implications. *Wildlife Society Bulletin* 27: 374-384.
- RUSSELL, K. R., WIGLEY, T. B., BAUGHMAN, W. M., HANLIN, H. G., FORD, W. M., 2004. Responses of southeastern amphibians and reptiles to forest management: a review. In RAUSCHER, H. M., JOHNSON, K. (Eds.), *Southern forest science: past, present, and future*. USDA Forest Service, General Technical Report SRS-75. Asheville, pp. 319-334.
- 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.
- SAN-MIGUEL, A. A., 2001. El pastoreo en la ordenación de los montes españoles del siglo XXI. III Congreso Forestal Español, Granada.
- SANTOS, C., LEITE, A., SANTOS, E., PINHO, J., 2005. *A estratégia sectorial florestal num sistema de planeamento regional*. Actas do 5º Congresso Florestal Nacional, Viseu.
- SANTOS, F., 1999. *Controlo de matos em áreas florestais*. Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real. Não publicado. Vila Real.
- 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.
- 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.
- SCARASCIA-MUGNOZZA, G., OSWALD, H., PIUSSI, P., RADOGLU, K., 2000. Forests of the Mediterranean region: gaps in knowledge and research needs. *Forest Ecology and Management* 132: 97-109.
- 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.
- 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.
- SHANNON, C. E., WEAVER, W., 1962. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- SHMIDA, A., WILSON, M. V., 1985. Biological determinants of species diversity. *Journal of Biogeography* 12: 1-20.
- SIEMANN, E., HAARSTAD, J., TILMAN, D., 1997. Short-term and long-term effects of burning on oak Savanna arthropods. *American Midland Naturalist* 137: 349-361.
- SILVA, J. S., LOPES, J. R., 2002. A prevenção de incêndios florestais através da intervenção no subcoberto. In SILVA, J. S., PÁSCOA, F. (Coord.), *Manual de silvicultura para a prevenção de incêndios*, X, 8 p.

- SIMPSON, G. G., 1943. Mammals and the nature of continents. *American Journal of Science* 241: 1-31.
- SIMPSON, E. H., 1949. Measurement of diversity. *Nature* 163: 688.
- SMITH, J. K., 2000. *Wildland fire in ecosystems: effects of fire on fauna*. General Technical Report RMRS-GTR-42-volume 1, USDA Forest Service.
- 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.
- SOTO, B., LASANTA, R., DIAZ-FIERRROS, 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.
- SOUTHWOOD, T. R. E., HENDERSON, P. A., 2000. *Ecological methods*. Blackwell Science, Oxford.
- SPARROW, A.D., BELLINGHAM, P.J., 2001. More to resprouting than fire. *Oikos* 94(1): 195-197.
- SPIGEL, K. M., ROBICHAUD, P. R., 2007. First-year post-fire erosion rates in Bitterroot National Forest, Montana. *Hydrological Processes* 21: 998-1005.
- STEPHENS, S. L., 1998. Evaluation of the effects of silvicultural and fuels treatments on potential fire behaviour in Sierra Nevada mixed conifer forests. *Forest Ecology and Management* 105: 21-35.
- SWETNAM, T. W., BETANCOURT, J. L., 1998. Mesoscale disturbance and ecological response to decadal climatic variability in the American Southwest. *Journal of Climate* 11: 3128-3147.
- 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.
- 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.
- TATUM, V. L., 2004. Toxicity, transport, and fate of forest herbicides. *Wildlife Society Bulletin* 32(4): 1042-1048.
- TELLERÍA, J. L., SANTOS, T., DÍAZ, M., 1992. Effects of agricultural practices on bird populations in the Mediterranean region: the case of Spain. In HAGEMEIJER, E. J. M., VERSTRAEL, T. J. (Eds), *Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects*. Statistics Netherlands and SOVON, Beek-Ubbergen, The Netherlands, pp. 57-74.
- TER BRAAK, C. J. E., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69: 69-77.
- 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.
- THANOS, C.A., GEORGHIOU, K., KADIS, C., PANTAZI, C., 1992. Cistaceae: a plant family with hard seeds. *Israel Journal of Botany* 41: 251-263.
- THOMAS, J. W., FRANKLIN, J. F., GORDON, J., JOHNSON, K. N., 2006. The northwest forest plan: Origins, components, implementation experience, and suggestions for change. *Conservation Biology* 20: 277-287.
- TORRAS, O., SAURA, S., 2008. Effects of silvicultural treatments on forest biodiversity indicators in the Mediterranean. *Forest Ecology and Management* 255: 3322-3330.

- 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.
- TRABAUD, L., 1992. Community dynamics after fire disturbance: short-term change and longterm stability. *Ekistics* 356: 287-292.
- 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.
- TRABAUD, L., 1998. Recuperación y regeneración de ecosistemas Mediterráneos incendiados. *Serie Geográfica* 7: 37-47.
- TRABAUD, L., LEPART, J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio* 43: 49-57.
- 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.
- 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.
- TURNER, M. G., 1989. Landscape Ecology: The effect of pattern and process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20: 171-197.
- 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.
- TURNER, M. G., DALE, V. H., 1991. Modeling landscape disturbance. In TURNER, M. G., GARDNER, R. H. (Eds.), *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer, New York, pp. 323-351.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H., O'NEILL, R.V., 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer-Verlag, New York.
- 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.
- VALDÉS, B., TALAVERA, S., GALIANO, E. F., 1987. *Flora vascular de Andalucia occidental Vol. I-III*. Kétras Editora, Barcelona.
- VALLEJO, R. (Ed.), 1996. *La restauración de la cubierta vegetal en la Comunidad Valenciana*. Fundación Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo (CEAM), Valencia.
- VALLEJO, R., 2000. Restoration for soil protection after disturbances. In TRABAUD, L. (Ed.), *Life and environment in the Mediterranean*. WITPress, Southampton, pp. 302-343.
- VALLEJO, R. (Ed.), 2006. *Ferramentas e metodologias para o restauro de áreas ardidas*. Deliverable D-04-08, EUFIRELAB EVR1-CT-2002-40028.
- 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.
- 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.
- VAN DER KRIFT, T.A., BERENDSE, F., 2001. The effect of plant species on soil nitrogen mineralization. *Journal of Ecology* 89, 555–561.
- VAN LEAR, D. H., HARLOW, R. F., 2000. Fire in the eastern United States: influence on wildlife habitat. In FORD, W. M., RUSSELL, K. R., MOORMAN, C. E. (eds.), *The role of fire in nongame wildlife management and community restoration: traditional uses and new directions*. General Technical Report NE-288. Newtown Square, USDA Forest Service, Northeastern Research Station, pp. 2-10.
- 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.
- 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.
- VERDE, J. C., 2008. *Avaliação da perigosidade de incêndio florestal*. Dissertação de Mestrado, Faculdade de Letras da Universidade Clássica, Lisboa.
- VERHEYEN, K., HONNAY, O., MOTZKIN, G., HERMY, M., FOSTER, D.R., 2003. Response of forest plant species to land-use change: a life-history trait-based approach. *Journal of Ecology*, 91: 563–577.
- VOET, D., VOET, J., 1998. *Biochimie*. De BoeckUniversité, Paris et Bruxelles.
- 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.
- WADE, D., LUNSFORD, J. D., 1989. *A guide for prescribed fire in Southern forests*. USDA For. Serv. Tech. Pub. R8-TP 11, Southern Region. Atlanta, Georgia.
- WALDHART, R., SIMMERING, D., OTTE, A., 2004. Estimations and prediction of plant species richness in a mosaic landscape. *Landscape Ecology* 19: 211-226.
- WALDROP, T. A., WHITE, D. L., JONES, S. M., 1992. Fire regimes for pine-grassland communities in the southeastern United States. *Forest Ecology and Management* 47: 195-210.
- WANG, J., GREENE, W. D., STOKES, B. J., 1998. Stand, harvest, and equipment interactions in simulated harvesting prescriptions. *Forest Products Society* 48: 81-85.
- 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.
- 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.
- 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.
- WESTMAN, W. E., O'LEARY, J. F., 1986. Measures of resilience: the response of coastal sage scrub to fire. *Vegetatio* 65: 179-189.
- WHITE, P.S., 1979. Pattern, process and natural disturbance in vegetation. *The Botanical Review* 45: 229-299.

- WHITTAKER, R. H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountain ns, Oregon and California. *Ecological Monographs* 30: 279-338.
- WHITTAKER, R. H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. *Taxon* 21: 213-251.
- WHITTAKER, R. H., 1975. *Communities and ecosystems*. Macmillan, New York.
- WILLIAMS, G. M., KROES, R., MUNRO, I. C., 2000. Safety evaluation and risk assessment of the herbicide Roundup and its active ingredient, glyphosate, for humans. *Regulatory Toxicology and Pharmacology* 31(2): 117-165.
- WILLIAMS, P. H., 1996. Mapping variations in the strength and breadth of biogeographic transition zones using species turnover. *Proceedings of the Royal Society, London B* 263: 579-588.
- 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.
- WILSON, E. O., 1992. *The diversity of life*. Allen Lane, The Pinguin Press, London.
- WILSON, M. V., SHMIDA, A., 1984. Measuring beta diversity with presence-absence data. *Journal of Ecology* 72: 1055-1064.
- WOODWARD, F.I., DIAMENT, A.D., 1991. Functional approaches to predicting the ecological effects of global change. *Functional Ecology* 5: 202-212.
- 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.
- 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.
- ZIMMER, K., PARMENTER, R. R., 1998. Harvester ants and fire in a desert grassland: ecological responses of *Pogonomyrmex rugosus* (Hymenoptera: Formicidae) to experimental wildfires in central New Mexico. *Environmental Entomology* 27: 282-287.

ANEXO I



Quadro 26. 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; nº 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 checklist 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.

ANEXO II



Quadro 27. Modelos gerais de silvicultura: produção, protecção, silvopastorícia, caça e pesca nas águas interiores

E	F	SF	R	E	C	r	DF	Observações
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	P	Madeira	N, A	R, I	PM	AF	80 árv/ha	-
	p	DFCI		R	PM, PP		-	
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner	S	Pesca nas águas interiores	N, A	I, R	PM, PP	AF, T, TC	-	-
<i>Arbutus unedo</i> L.	P	Frutos e sementes, biomassa para energia, outros materiais vegetais e orgânicos	N, A	I	PM, PP	AF, T, TC	-	A utilização do medronheiro para produções ornamentais tem tido utilização crescente
	p	Recuperação de solos degradados						
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas, apicultura	-					
<i>Betula pubescens</i> Ehrhart	P	Madeira	N, A	R, I	PM, PP	AF	300 árv/ha	Em povoamento misto pode funcionar como espécie acessória que melhora a forma das árvores do povoamento objectivo
	S	Pastorícia, caça e conservação de espécies cinegéticas	-	-				
<i>Castanea sativa</i> Mill.	P	Madeira, frutos e sementes	A	R	PM, PP	AF, T	170 a 200 árv/ha	A produção de fruto requer a enxertia com variedades fruteiras
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas	-	-				
<i>Casuarina equisetifolia</i> Forst. & Forst.	P	Biomassa para energia, madeira	A	R	PP, PM	AF	-	-
<i>Cedrus atlantica</i> (Endl.) Carr.	P	Madeira	A	R	PP	AF	300 a 500 árv/ha	-
	p	DFCI, protecção micro-climática						
<i>Celtis australis</i> L.	p	Protecção contra a erosão hídrica e cheias	N, A	R	PP	AF	80 árv/ha	-
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas	-	-				
<i>Chamaecyparis lawsoniana</i> (A. Murr.) Parl.	P	Madeira	A	R	PP, PM	AF	400 a 750 árv/ha	-
	p	Recuperação de solos degradados, DFCI						
<i>Cupressus arizonica</i> Greene	P	Madeira	A	R	PP, PM	AF	600 a 800 árv/ha	-
<i>Cupressus lusitanica</i> Mill	P	Madeira	N, A	R	PP, PM	AF	300 a 500 árv/ha	-
	p	Protecção micro-climática, recuperação de solos degradados, DFCI					300 a 500 árv/ha (com excepção da protecção contra incêndios)	-

<i>Cupressus sempervirens</i> L.	P	Madeira, outros materiais vegetais e orgânicos	N, A	R	PP, PM	AF	600 a 800 árv/ha	-
	p	Protecção micro-climática, recuperação de solos degradados					600 a 1000 árv/ha	
<i>Eucalyptus globulus</i> Labill.	P	Madeira, outros materiais vegetais e orgânicos	A	R	PP	AF, T	600 árv/ha 1100 a 1400 árv/ha	-
	p	Protecção e segurança ambiental						
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl.	P	Madeira						
	p	Protecção contra a erosão hídrica e cheias	N, A	R	PP	AF, T, TC	80 árv/ha	-
	S	Pastorícia, pesca nas águas interiores						
<i>Juglans regia</i> L. e <i>Juglans nigra</i> L.	p	Madeira, frutos e sementes	A	R	PP	AF	80 árv/ha	-
<i>Olea europaea</i> L.	p	Recuperação de solos degradados	N, A	R	PM	AF	-	-
<i>Pinus halepensis</i> Mill.	p	Recuperação de solos degradados	A	R	PP, PM	AF	150 a 400 árv/ha	-
<i>Pinus nigra</i> Arnold ssp. <i>laricio</i> Poiret	P	Madeira						-
	p	Recuperação de solos degradados	N, A	R	PP, PM	AF	200 a 500 árv/ha	-
<i>Pinus pinaster</i> Ait.	P	Madeira, outros materiais vegetais e orgânicos						Árvores de natal -
	p	Recuperação de solos degradados, protecção contra a erosão edáfica	N, A	R	PP, PM	AF	300 a 500 árv/ha	Disponibilização de alimento (penisco) para certas espécies cinegéticas (rolas)
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas						
<i>Pinus pinea</i> L.	P	Frutos e sementes, madeira					200 a 250 árv/ha	-
	p	Recuperação de solos degradados, DFCI	N, A	R	PP, PM	AF	300 a 500 árv/ha	Na protecção contra incêndios a densidade dever ser de 100 a 200 árv/ha
<i>Platanus hispanica</i> Mill. ex. Münchh.	P	Madeira						
	p	Protecção e segurança ambiental	A	R	PP	AF, T	400 a 700 árv/ha	-
<i>Populus</i> sp.	P	Madeira, outros materiais vegetais e orgânicos	A	R	PP	AF, T	200 a 400 árv/ha	Grandes dificuldades no escoamento da madeira de choupo após o encerramento das indústrias fosforeiras em Portugal
	p	Protecção contra a erosão hídrica e cheias, protecção e segurança ambiental						-
	S	Pesca nas águas interiores						-
<i>Prunus avium</i> L.	P	Madeira						
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas	A	R	PP, PM	AF	80 árv/ha	-

<i>Quercus faginea</i> L.	P	Recuperação de solos degradados							
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas	N, A	I, R	PM, PP	AF	60 a 80 árv/ha	-	
<i>Quercus pyrenaica</i> Willd.	P	Madeira, biomassa para energia	N, A	I, R	PP, PM	AF, T, TC	60 a 80 árv/ha	A forma das árvores melhora consideravelmente quando na presença de um povoamento de acompanhamento, que poderá ser composto por vegetação lenhosa	
	P	Recuperação de solos degradados						-	
	S	Caça e conservação de espécies cinegéticas							
<i>Quercus robur</i> L.	P	Madeira	N, A	I, R	PP, PM	AF	60 a 100 árv/ha	Fundamental uma gestão dos andares inferiores que promova o ensombramento do tronco	
<i>Quercus rubra</i> L.	P	Madeira	A	R	PM, PP	AF	80 árv/ha	A forma das árvores melhora consideravelmente quando na presença de um povoamento de acompanhamento, que poderá ser composto por vegetação lenhosa	
<i>Quercus suber</i> L.	P	Cortiça, biomassa para energia				AF, T, TC	100 a 150 árv/ha	A composição mista é particularmente interessante no período de instalação e formação do fuste	
	P	Recuperação de solos degradados	N, A	R	PM, PP	AF	Área de coberto das copas entre 40% e 60%	-	
	S	Pastorícia, caça e conservação de espécies cinegéticas							
<i>Salix</i> sp.	P	Biomassa para energia, outros materiais vegetais e orgânicos					Varia em função do objectivo de produção	Ramos muito utilizados em trabalhos de cestaria (vime)	
	P	Protecção contra a erosão hídrica e cheias	A	I, R	PM, PP	AF, T, TC			
	S	Pesca nas águas interiores							

E – Espécie, F – Função, SF – sub-função geral, R – Regeneração, E – Estrutura, C – Composição, r – Regime, DF – Densidade final (indicativa)

P – produção; p – protecção; C – conservação; S – silvopastorícia, caça e pesca

N – Natural, A – Artificial

R – Regular, I – Irregular

AF – Alto-fuste, T – Talhadia, TC – Talhadia composta

PM – Povoamentos mistos, PP – Povoamentos puros

Ficha Técnica

Título e subtítulo	Manual de Boas Práticas de Gestão dos Espaços Florestais na Bacia Drenante da Albufeira de Castelo do Bode
Edição	EPAL - Empresa Portuguesa das Águas Livres, S.A.
Paginação e Design	Gabinete de Imagem e Comunicação da EPAL
Impressão	Rolo e Filhos II, SA
Tiragem	1250
Depósito Legal:	
Ano	2011
ISBN	978-989-97459-7-1