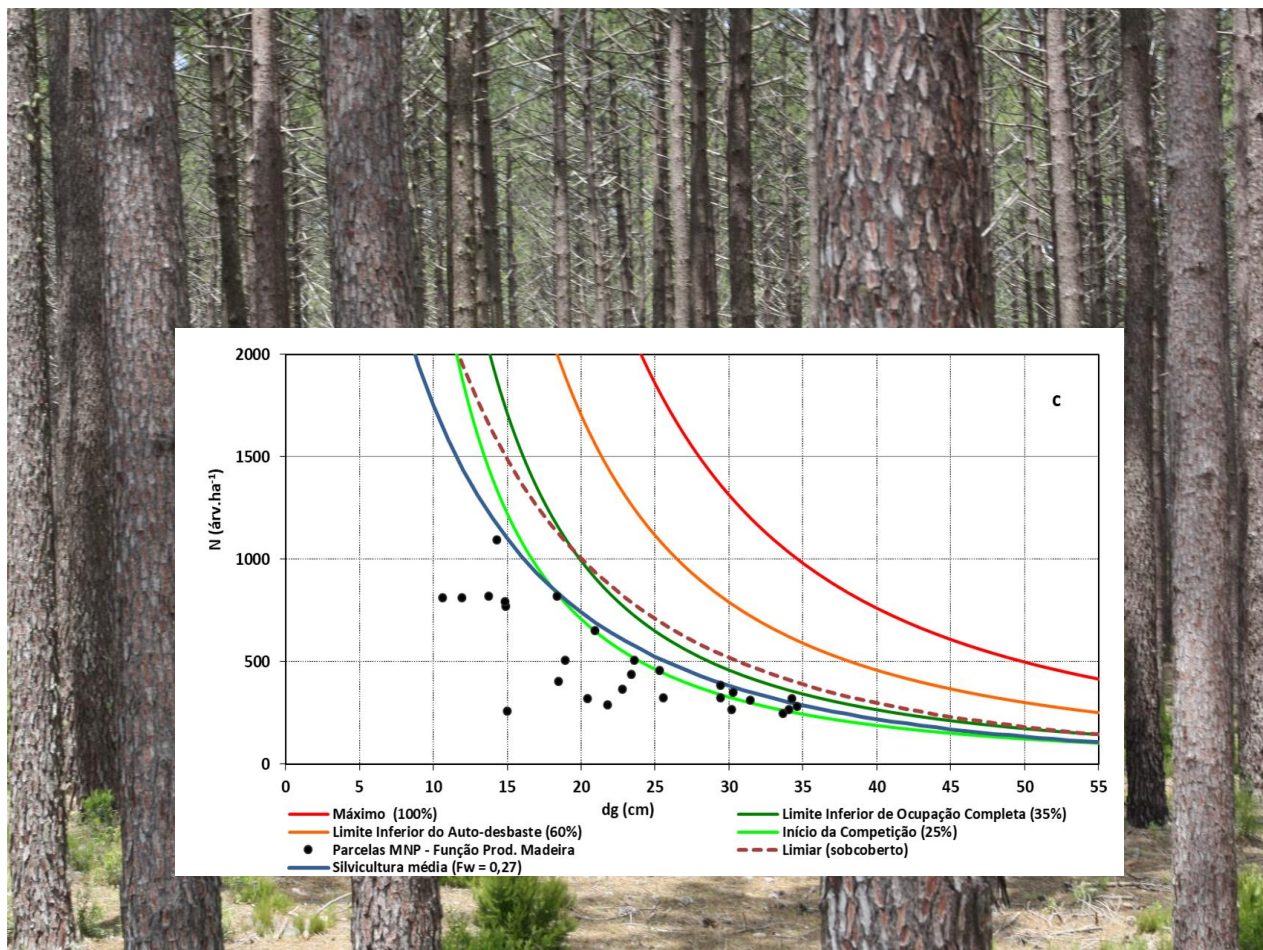


PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO DAS MATAS LITORAIS

Normas e modelos de silvicultura



Autores

Teresa Fonseca (UTAD), Raul Salas (ESAC), Maria do Sameiro Patrício (IPB), Luís Nunes (IPB), Amílcar Teixeira (IPB), Paulo Cortez (IPB), Paulo Branco (ISA), Fernanda Oliveira (IPL), Filipa Torres Manso (UTAD), Paula Simões (IPL), Paulo Godinho (INIAV), Beatriz Fidalgo (ESAC), David Rodrigues (ESAC), Joaquim Sande (ESAC), Teresa Vasconcelos (ESAC), Paulo Fernandes (UTAD), Hélia Marchante (ESAC), Elizabete Marchante (UC), Teresa Fonseca (UTAD), Helena Bragança (INIAV), Helena Machado (INIAV), José Gaspar (ESAC), M Nereu, Ernesto Deus (ESAC)

Comissão Científica do Programa de Recuperação das Matas Litorais

ÍNDICE

1.	Objetivos	1
2.	Normas e modelos gerais de silvicultura.....	1
2.1	Modelos de silvicultura praticados nas matas nacionais e perímetros florestais da área de intervenção.....	3
2.1.1	Revisão e síntese dos modelos de silvicultura explicitados no Plano Regional de Ordenamento Florestal do Centro Litoral	3
2.1.2	Revisão e síntese dos modelos de silvicultura contidos nos PGF para o pinheiro-bravo	6
2.2	Identificação de alterações a introduzir nos PGF.....	1
2.2.1	Alterações que advêm do processo de revisão dos PROF.....	1
2.2.2	Identificação de outras alterações a introduzir nos PGF.....	2
3.	Modelos de silvicultura e de gestão para habitats e paisagens especialmente sensíveis	15
3.1	Introdução.....	15
3.1.1	Descrição geral	15
3.1.2	Os diferentes tipos de habitats florestais presentes.....	16
3.1.3	A importância das espécies nativas na restauração ecológica	16
3.1.4	As florestas dunares e as alterações climáticas	17
3.2	Adaptar a silvicultura às evoluções naturais e sociais bem como as potencialidades locais	18
3.2.1	Os grandes princípios da gestão silvícola	19
3.2.2	Os objetivos segundo o potencial produtivo nas áreas de proteção	22
3.2.3	Gestão adaptativa apoiada em diagnósticos específicos.....	23
3.3	Renovação dos povoamentos	26
3.3.1	Aposta na regeneração natural	26
3.3.2	Regeneração artificial.....	29
3.4	Conservar/gerir habitats sensíveis: ecossistemas aquáticos e ribeirinhos	30
3.4.1	Criação de Zonas Especiais de Conservação (ZEC)	30
3.4.2	Criação de Zonas de proteção/reserva pesca	31

3.4.3	Reabilitação e/ou melhoria de zonas sensíveis afetadas	31
3.4.4	Monitorização	32
3.5	Conservar/gerir outros habitats e zonas sensíveis.....	33
3.5.1	Ações a desenvolver	34
3.5.2	Propostas de Melhoria e Gestão	36
3.5.3	Monitorização	36
4.	Modelos de silvicultura para as áreas de recreio e turismo	37
4.1	Revisão bibliográfica geral.....	37
4.1.1	Análise documental e dos PGFs (Mata Nacional de Leiria, Matas Nacionais do Urso/Pedrógão, Mata Nacional das Dunas de Quiaios)	37
4.1.2	Áreas de recreio em matas similares no contexto nacional e europeu	40
4.2	Caracterização da Estrutura da Paisagem das Matas Litorais.....	41
4.2.1	Análise quantitativa com recurso a indicadores de manchas, classes de paisagem.....	42
4.2.2	Análise descritiva da paisagem em estudo, baseada nos indicadores calculados.	45
4.2.3	Análise da Estrutura da Paisagem da Mata Nacional de Leiria	45
4.3	Articulação do recreio com os sistemas de silvicultura – contributos da avaliação económica ..	49
4.3.1	O valor recreativo da floresta enquanto parte do valor económico total	50
4.3.2	Os principais métodos de avaliação económica	52
4.3.3	Os serviços recreativos prestados pelas florestas.....	55
4.3.4	Floresta urbana e periurbana	62
4.3.5	Recomendações	64
5.	Silvicultura preventiva	66
5.1	Introdução	66
5.2	Pragas e doenças	67
5.2.1	O problema	67
5.2.2	As pragas	68
5.2.3	As doenças.....	68

5.2.4	Recomendações	69
5.3	Plantas invasoras	71
5.3.1	Aspetos gerais	71
5.3.2	Silvicultura e plantas invasoras	73
5.3.3	O caso particular do eucalipto.....	74
5.3.4	Recomendações	79
5.4	Incêndios	80
5.4.1	Aspetos gerais	80
5.4.2	Silvicultura preventiva de incêndios nas Matas Litorais	81
5.4.3	Recomendações	85
5.5	Tempestades	87
5.5.1	Impacte do vento como agente abiótico de distúrbio no desenvolvimento dos povoamentos.....	87
5.5.2	Recomendações	89
5.6	Integração das recomendações	93
6.	Referências:.....	95

PROGRAMA DE RECUPERAÇÃO DAS MATAS LITORAIS

Normas e modelos de silvicultura

1. Objetivos

Neste capítulo reúnem-se as normas e modelos de silvicultura, estando o capítulo dividido em 4 partes que cobrem os vários aspetos da recuperação a longo prazo:

1. Avaliação dos modelos de silvicultura praticados em função das procuras sociais e das linhas de política florestal e de outras políticas sectoriais relevantes atualmente em vigor, maximizando o contributo das matas litorais para a economia nacional. Identificação de melhorias a introduzir ou de novos modelos a adotar nos PGF (normas e modelos gerais de silvicultura)
2. Modelos de silvicultura e de gestão para habitats e paisagens especialmente sensíveis (secções de proteção e margens de lagoas e linhas de água)
3. Modelos de silvicultura para áreas de equipamentos de turismo e recreio
4. Aumento da resistência das matas aos fatores bióticos e abióticos (incluindo incêndios e tempestades), identificando técnicas de silvicultura preventiva e de organização dos povoamentos e de implantação das redes de defesa da floresta

Qualquer dos aspetos elencados tem ligações aos restantes e devem portanto ser tidos em conta em qualquer PGF. Salienta-se, em particular, a relação entre o 1º ponto 1 e o 4, já que a articulação com os modelos de silvicultura para as situações especificadas nos pontos 2 e 3 se presume que ocorra espontaneamente uma vez que essas áreas específicas estão devidamente identificadas (e.g., secções de proteção e margens de lagoas e linhas de água; áreas de equipamentos de turismo e recreio) nas Matas do Litoral.

2. Normas e modelos gerais de silvicultura

Neste sub-capítulo analisaram-se diversos pontos, nomeadamente a avaliação dos modelos de silvicultura praticados nas MN do litoral, atendendo à maximização do contributo das matas litorais para a economia nacional, às linhas de política florestal e de outras políticas sectoriais relevantes em vigor e às procuras sociais, e a identificação de melhorias a introduzir ou de novos modelos a adotar nos PGF.

Por se admitir que os modelos de silvicultura praticados têm tido como objetivo a maximização do contributo das matas litorais para a economia nacional¹ e que os planos de gestão florestal estão em

¹ A este respeito veja-se o Relatório “Estratégia para a gestão das matas nacionais” (AFN, 2012).

conformidade com as linhas políticas relevantes e têm historicamente dado atenção às procuras sociais, consideramos que os aspetos mais prementes a abordar pela Comissão Científica, neste capítulo, são a identificação de propostas de melhorias a introduzir ou de novos modelos de silvicultura a adotar nos Planos de Gestão Florestal, não descurando, por certo, os demais aspetos explicitados

A identificação de melhorias a introduzir nos PGF supõe, por um lado, a pesquisa dos modelos de silvicultura dos PGF elaborados para as matas nacionais e perímetros florestais da área de incidência, os quais atendem, a nível de opções estratégicas, a propostas emanadas nos Planos de Ordenamento Regional (PROF). Por outro lado, há que ter presente os planos manifestados pelo ICNF para recuperação das áreas afetadas pelos incêndios de outubro de 2017, uma vez que será esta a instituição à qual caberá a responsabilidade de selecionar as propostas de gestão mais adequadas aos propósitos definidos para estas florestas e de concretizar as ações de recuperação. Importa, pois, expor os elementos anunciados pelo ICNF no Anexo 2 do documento enquadrador² (excerto reproduzido conforme o original; sublinhado nosso) do Programa de Recuperação das Matas Litorais.

“No quadro de estratégia e planeamento florestal e do ordenamento do território vigentes, as matas litorais [...]:

- Formam extensas áreas de povoamentos dominados por uma espécie arbórea autóctone (o pinheiro-bravo), classificados como “habitats prioritários” no âmbito da Diretiva Habitats da União Europeia, representando a vegetação natural potencial para a maior parte das regiões dunares em causa;
- São, cada vez mais, o núcleo central e mais importante da área nacional de pinheiro-bravo, espécie autóctone que tem sofrido uma acentuada regressão nas últimas décadas e que, no contexto da atual ENF, deverá ser expandida;
- São, neste momento, os únicos espaços florestais com capacidade para garantir em escala adequada o aprovisionamento sustentável de madeira de resinosas de elevada qualidade às fileiras silvo-industriais nacionais, para além de outros produtos não lenhosos (resinas naturais, cogumelos, frutos silvestres, etc.); [...].

Neste contexto, afigura-se desajustado do ponto de vista ecológico, económico e social promover uma rotura profunda com os modelos de silvicultura e de organização atualmente praticados, alterando radicalmente a paisagem tradicional da região (que, em certos aspetos, possui um valor intrínseco como “paisagem cultural”), advogando-se a manutenção das linhas

² ICNF, 2018. Programa de Recuperação das Matas Litorais. Documento enquadrador ao apoio técnico-científico no âmbito da recuperação das matas do litoral geridas pelo ICNF afetadas pelos incêndios de 2017 (divulgado a 8 de janeiro de 2018, Marinha Grande aos interlocutores presentes da Comissão Científica).

gerais do sistema de gestão florestal implantado, que se tem mostrado sustentável, porém aumentando a sua resistência e resiliência aos incêndios e às pragas e o seu contributo para a economia nacional (contabilizado num sentido lato, de bens e serviços, incluindo os que não possuem valor de mercado – cf. *Matriz Estruturante* da Estratégia Nacional para as Florestas). [...]"

É manifesta a prioridade do ICNF em manter a espécie-pinheiro bravo nas zonas de produção (sem desprimor do interesse pontual de outras espécies com representação em áreas/situações particulares), espécie esta que, aliás, como referido, é espécie que, no contexto da atual ENF, deverá ser expandida.

O pinheiro-bravo será, por este motivo, a espécie a privilegiar neste capítulo referente à Atividade 4.1, ao nível dos modelos de silvicultura, e sobre a mesma incidirá a identificação de propostas de melhorias, as quais deverão ser devidamente articuladas com as orientações apresentadas no capítulo respeitante à Atividade 4.4 (Aumento da resistência das matas a fatores bióticos e abióticos – silvicultura preventiva). Numa abordagem de gestão adaptativa, haverá ainda campo para apresentação de outras propostas que permitam atender a cenários de alterações climáticas, assunto este que fica contemplado no documento (ver, por exemplo, **Sec. 3.2.2**).

Na elaboração do documento e na apresentação das propostas atendeu-se (a) aos documentos orientadores da gestão; (b) às informações prestadas pelos Técnicos Gestores das Matas Nacionais³, cuja experiência permite legitimar opções seguidas no histórico de ações de gestão das matas ou ações planeadas (PGF) e, (c) à consideração de informação científica complementar que foi identificada como de interesse para estas áreas de floresta no tema que aqui se analisa.

2.1 Modelos de silvicultura praticados nas matas nacionais e perímetros florestais da área de intervenção.

2.1.1 Revisão e síntese dos modelos de silvicultura explicitados no Plano Regional de Ordenamento Florestal do Centro Litoral

Os planos regionais de ordenamento florestal (PROF) são instrumentos de gestão territorial setoriais que estabelecem normas específicas de utilização e exploração florestal dos espaços a que respeitam, com o intuito de garantir a produção sustentada do conjunto de bens e serviços a eles associados. Estes planos desenvolvem, a nível regional, as opções e os objetivos da Estratégia Nacional para as Florestas, aprovada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 114/2006, de 15 de setembro, definindo as

³ Primeira auscultação realizada a 27 de fevereiro de 2018, na sede do ICNF na Marinha Grande, em reunião promovida pela Coordenadora da Atividade 4.1.

respetivas normas de execução, a expressão da política definida e articulam-se com os restantes instrumentos de gestão territorial (Portaria n.º 364/2013, de 20 de dezembro).

Constituem objetivos gerais dos PROF a avaliação das potencialidades dos espaços florestais, do ponto de vista dos seus usos dominantes, a definição do elenco de espécies a privilegiar nas ações de expansão e reconversão do património florestal, a identificação dos modelos gerais de silvicultura e de gestão dos recursos mais adequados, a definição das áreas críticas do ponto de vista do risco de incêndio, da sensibilidade à erosão e da importância ecológica, social e cultural, bem como das normas específicas de silvicultura e de utilização sustentada dos recursos a aplicar nestes espaços (Decreto Regulamentar n.º 11/2006 de 21 de Julho, respeitante ao PROF elaborado para a região Centro Litoral, PROF CL). Entende-se por «Modelo de silvicultura», como exposto na alínea f) do Art.º 4º do anexo A do Decreto Regulamentar n.º 11/2006, o conjunto de intervenções silvícolas, necessárias e aconselhadas, com vista à correta instalação, condução e exploração de um determinado tipo de povoamento florestal, de acordo com os seus objetivos principais, adequado às funcionalidades dos espaços florestais. Esta definição parece-nos ser a adequada ao entendimento do objeto deste capítulo pelo que, no texto, irá usar-se a expressão “sistemas silvícolas” quando, no texto original, o termo modelo silvícola respeitar à identificação da composição e modo de tratamento visando um determinado objetivo.

Recorde-se que na EFN é atribuída às matas nacionais do litoral a missão prioritária de assegurar as funções de proteção da orla costeira e do recreio (EFN) pelo que lhes foram atribuídas como principais funções nos PROF, as funções sobretudo de proteção, de recreio. Estas orientações encontram-se assim explicitadas no PROF CL:

“na sub-região homogénea Dunas Litorais e Baixo Mondego visa-se a implementação e incrementação das funções de proteção, de recreio, enquadramento e estética da paisagem e de conservação dos habitats, de espécies da fauna e da flora e de geomonumentos.” (Art. 17.º).

Em terceiro lugar foi atribuída às matas nacionais a função de produção, para a qual contribuem predominantemente, como consta na Estratégia para a Gestão das Matas Nacionais (AFN, 2012. Estratégia para a Gestão das Matas Nacionais – Relatório, versão preliminar), as secções produtivas das matas nacionais de Leiria, do Urso e do Valado, em que a função principal é a produção de toros de pinho de qualidade, em revoluções longas.

A importância que a produção de lenho assume nesta sub-região fica expressa na referência que é feita no PROF CL à Mata Nacional de Leiria:

“Foi selecionada como floresta modelo a MN de Leiria, que constitui um espaço florestal de elevada dimensão, onde se pratica, desde longa data, uma gestão sustentada dos espaços florestais. Por outro lado, esta mata concilia duas funções dos espaços florestais bastante

significativas nesta região PROF: a produção de material lenhoso e a proteção dos sistemas dunares. Paralelamente, é um local com grande potencial para o desenvolvimento do recreio e do turismo de natureza, outra das funções mais importantes. A floresta modelo é um espaço para o desenvolvimento de práticas silvícolas que os proprietários privados podem adotar, tendo como objetivo a valorização dos seus espaços florestais”.

No PROF CL é ainda referido que, “apesar das Dunas Litorais e Baixo Mondego não ser uma sub-região especialmente vocacionada para a produção lenhosa, nas zonas propícias à produção de material lenhoso e de acordo com as espécies mais adequadas, deverão seguir-se os modelos de silvicultura indicados (entenda-se e leia-se sistemas silvícolas).” Fica explícito, de novo, o interesse de exploração das espécies (ou pelo menos de algumas) também nesta sub-região, para aproveitamento do lenho.

As MN do Urso e Pedrógão encontram-se integradas na sub-região homogénea Dunas Litorais e Baixo Mondego e também na sub-região homogénea de Gândaras Sul. Nesta sub-região,

“visa-se a implementação e incrementação das funções de produção, recreio, enquadramento e estética da paisagem e de proteção”.

As Dunas de Vagos estão abrangida pela Sub-Região Homogénea Dunas Litorais e Baixo Mondego e pela Sub-Região Homogénea (SHR) Gândaras Norte. Nesta sub-região,

“visa-se a implementação e incrementação das funções de produção, de recreio, enquadramento e estética da paisagem e de proteção”.

Assim, ainda que, ao nível de objetivos específicos comuns para a região ou específicos para as sub-regiões em consideração, constem no PROF CL objetivos principais de proteção e/ ou recreio, a função de produção é uma das funções com grande expressão nas áreas a recuperar.

No PROF CL são apresentadas as espécies de árvores florestais e modelos de silvicultura (leia-se sistemas silvícolas) a privilegiar nas três sub-regiões homogéneas que abrangem as florestas a recuperar, SRH das Dunas Litorais e Baixo Mondego, SRH de Gândaras Norte e SRH de de Gândaras Sul.

As espécies mais importantes para estas sub-regiões foram identificadas, segundo consta no PROF, com base, essencialmente, no modelo do potencial produtivo e respeitam ao pinheiro-bravo (*Pinus pinaster*), eucalipto (*Eucalyptus* sp.), três espécies de carvalhos, carvalho-cerquinho (*Quercus faginea*), carvalho-alvarinho, (*Quercus robur*) e sobreiro (*Quercus suber*) e ao pinheiro-manso (*Pinus pinea*). A informação

é sumariada na Tabela 1 com indicação, para cada espécie, do respetivo sistema florestal mais relevante em função dos objetivos dos povoamentos.

Tabela 1. Espécies de árvores florestais e correspondentes e sistemas silvícolas a incentivar e privilegiar nas sub-regiões Dunas Litorais e Baixo Mondego, Gândaras Norte e Gândaras Sul.

Espécie florestal	Composição e objetivo
Pinheiro-bravo	Povoamento puro de pinheiro-bravo, para produção de lenho
Eucalipto	Povoamento puro de eucalipto em talhadia, para produção de lenho. Povoamento puro de eucalipto em alto-fuste, para produção de lenho.
Carvalho-alvarinho*	Povoamento puro de carvalho-alvarinho, para produção de lenho.
Carvalho-cerquinho	Povoamento puro de carvalho-cerquinho, para produção de lenho.
Pinheiro-manso**	Povoamento puro de pinheiro-manso, para produção de lenho e fruto.
Sobreiro***	Povoamento puro de sobreiro, para a produção de cortiça e lenho (lenha ou estilha). Povoamento misto de sobreiro e pinheiro-bravo, para a produção de cortiça e lenho (lenha ou estilha).

*Espécie indicada na SRH de Gândaras Norte e na SRH Dunas Litorais e Baixo Mondego, estando aí condicionada a zonas de potencial produtivo favorável (município da Figueira da Foz). **Espécie referida para a SRH Dunas Litorais e Baixo Mondego. ***Espécie referida para a SRH de Gândaras Sul, municípios da Marinha Grande e de Leiria.

Quanto aos modelos de silvicultura, estes são entendidos como consta no caderno 5 do Plano Regional de Ordenamento Florestal do Centro Litoral: “Os modelos de silvicultura dizem respeito às intervenções florestais e seus momentos mais oportunos para cada espécie, a privilegiar nas ações de expansão e reconversão dos espaços florestais, tendo em conta 1) o tipo de povoamento em que ocorre (puro ou misto) e 2) o objetivo da sua condução, o que inclui distinção do regime de condução (alto fuste ou talhadia).”

As intervenções instalação e a condução do povoamento assumem particular interesse, por exigirem tomada de decisão, sendo conveniente atender-se, em complemento, ao favorecimento da regeneração natural e à manutenção da sanidade das árvores. Nas secções seguintes examinam-se estes assuntos tendo como suporte a informação mais detalhada que consta nos Planos de Gestão Florestal, uma vez que essas orientações não são expostas nos PROF. A análise incide na espécie mais representada nestas áreas a recuperar, o pinheiro-bravo, com ênfase para a produção de lenho.

2.1.2 Revisão e síntese dos modelos de silvicultura contidos nos PGF para o pinheiro-bravo

Como exposto no Decreto Regulamentar n.º 11/2006 de 21 de Julho (alínea z, do Art. 4º do Anexo A, PROF CL), entende-se por “Plano de gestão florestal (PGF)” o instrumento de ordenamento florestal das

explorações que regula, no tempo e no espaço, com subordinação aos PROF da região onde se localizam os respetivos prédios e às prescrições constantes da legislação florestal, as intervenções de natureza cultural e ou de exploração e visam a produção sustentada dos bens ou serviços originados em espaços florestais, determinada por condições de natureza económica, social e ecológica.

De um modo geral, os povoamentos puros de pinheiro-bravo das matas e perímetros florestais da área de intervenção são conduzidos em regime de alto-fuste, sendo a regulação da densidade feita através de cortes culturais, espaçados no tempo. O modo de tratamento dos cortes de realização assenta no corte raso dos povoamentos, sendo a renovação feita através do aproveitamento da regeneração natural, sempre que a sementeira natural seja abundante.

Na tabelaTabela 2 estão sumariadas as principais caraterísticas dos modelos silvícolas adotados para o pinheiro bravo na área de intervenção, segundo informação dos PGF mais recentes, produzidos em 2010. Para a MN das Dunas de Quiaios, a informação apresentada a este respeito é escassa, não permitindo a descrição do modelo de silvicultura adotado ou proposto nessa mata na forma conseguida para as restantes áreas.

Sumariamente, a renovação dos pinhais normalmente ocorre após o abate raso das árvores do talhão ou da parcela, por aproveitamento da regeneração natural, sendo esta solução admitida como mais adequada (PGF MNU e MNP, 2010), do que a prática dos sementões (não invalidando o recurso a esta opção, quando a regeneração apresente algumas dificuldades), dado o corte ser feito de uma só vez, sem haver o corte posterior das árvores que pode danificar a regeneração natural e dificulta a gestão. Ao longo do período de desenvolvimento dos povoamentos estão preconizados cortes culturais para regulação da densidade, assentes na aplicação do fator de espaçamento de Wilson (Wilson, 1946), descrito por $Fw = 100/(\sqrt{N} h_{dom})$, onde N representa o número de árvores por hectare e h_{dom} corresponde à altura dominante do povoamento, expressa em metros. Na MNL o valor referido é $Fw = 0,28$ enquanto na MNU e na MNP consta o valor, bastante similar, de $Fw = 0,27$.

Tabela 2. Características gerais da condução dos povoamentos de pinheiro-bravo para produção de lenho nas matas nacionais da área a recuperar.

Intervenção	MNL	MNP e MNU
Instalação/renovação	Aproveitamento da regeneração natural, com possibilidade de adensamento por sementeira (2 a 3 anos após a emergência das plantas), quando necessário. Quando o banco de sementes não permitir o aproveitamento da regeneração natural (ex. povoamento ardido, com idade inferior a 20 anos), realizar sementeira. Para insucessos repetidos com sementeira, recorrer à plantação com planta de semente proveniente da mata. É prescrito o recurso a semente dos povoamentos incluídos no Catálogo Nacional de Materiais de Base, sempre que se verifique insucesso da regeneração natural.	Renovação realizada através de regeneração proveniente de sementeira natural, após os cortes, sempre que abundante, o que normalmente ocorre nas secções de Produção e de Transição. Recurso a sementeira artificial, quando a regeneração natural não seja suficiente, o que sucede algumas vezes na secção de Transição e com maior frequência na secção de Proteção quando aí ocorrem incêndios. Lançamento de penisco nas clareiras dos talhões, no outono, sendo por vezes necessário repetir a operação um ou dois anos. A semente usada para aumentar a densidade da regeneração é colhida dos cortes finais de povoamentos da própria MN ou da mais próxima,
Condução da regeneração natural	Entre os 5 e os 10 anos, através de corte mecânico de vegetação (em faixas de largura variável, 1 a 2 m em função da qualidade da estação), deixando uma faixa com vegetação com cerca de 1 m de largura. Limpeza na linha de modo a assegurar uma distância média de 1 m entre árvores, nas classes de qualidade dos 15 e dos 20 m e de 2 m na classe de qualidade dos 25 m. As intervenções visam obter, de acordo com os valores expressos no PGF, uma densidade média de 5000 plantas por hectare.	Entre os 5 e os 10 anos, dependente do crescimento e desenvolvimento do nascedio (5-6 na secção de produção e 7-10 na secção de transição), através de abertura de faixas com 2,5 a 3 m de largura, deixando linhas de arvoredo entre faixas com 50 a 70 cm de largura. Nestas procede-se ao corte dos matos e dos pinheiros em excesso, compassando-se o pinhal para 2 m de distância entre pés, de modo que o futuro povoamento fique com aproximadamente 1500 a 2000 árvores por hectare.
Desrama	Realizada cerca dos 20 anos, até uma altura do fuste próxima dos 2m de (não excedendo 2/3 da altura da árvore).	Registo de não estarem a ser realizadas por restrições de natureza financeira (restrições que também afetam a realização do controlo da vegetação espontânea).
Controlo de vegetação espontânea	Limpeza de matos	A executar (proposta) de 5 em 5 anos no mesmo povoamento, de preferência no ano anterior à marcação de desbaste, sempre que possível utilizando meios mecânicos.

Cortes culturais

Realização de desbaste pelo baixo e seletivo.

A definição da oportunidade de desbaste e do peso do desbaste assenta no fator de espaçamento de Wilson (Fw), estando indicada a adoção de $Fw = 0,28$.

Menção a talhões da MNU, com 70 ou mais anos que, até 2008, nunca tinham sofrido desbaste. Realização de 1º desbaste/ limpeza nesses povoamentos.

Referência ao fato de os povoamentos da MNP terem sido sempre conduzidos com densidades excessivas, situação alterada na década de 1960/1970 aumentando-se a intensidade do desbaste.

Desde 1990 os povoamentos são conduzidos para um fator de Wilson de 0,27. A intervenção efetiva-se logo que Fw seja inferior a 0,27.

Registo de intenção de manter a rotação habitual de 5 anos, em ambas as matas, de periodicidade dos cortes culturais.

Termo de explorabilidade

80 anos (valor praticado);
70 anos (valor proposto no PGF2010, para alcance mais fácil da Normalidade).

80 anos na secção de Produção (valor proposto), para assegurar a produção de madeira de grandes dimensões. Acresce que a essa idade, na secção de Produção, o pinhal tem uma elevada capacidade de regeneração. Existia, à data de elaboração do PGF, arvoredos velhos (89 a 153 anos) a abater, nomeadamente na MNP, por terem sido interrompidos em 1994 os cortes finais na secção de Produção dessa mata. Proposta de alargar aos 120 anos, na secção de Transição, por aos 80 anos, se verificarem dificuldades com a regeneração natural, a serem minorizadas com a presença por mais tempo dos povoamentos.

O termo de explorabilidade encontra-se estipulado em 70 a 80 anos, nas áreas afetas à função de produção, podendo alcançar idades bastante superiores em áreas de proteção ou transição. No PGF de 2010 para a MNL, é expresso que das principais razões para a proposta da diminuição do termo de explorabilidade no PGF de 2010, para 70 anos, está suportada por “dados recolhidos no campo que demonstram um acréscimo corrente médio mais elevado nos povoamentos com idades compreendidas entre os 40 e os 49 anos. A partir desse momento decresce, sendo que após os 70 anos o acréscimo corrente tem uma redução acentuada, e depois dessa idade os povoamentos têm ganhos em volume diminutos parecendo por isso razoável optar pelos 70 anos como termo de exploração”.

2.2 Identificação de alterações a introduzir nos PGF

2.2.1 Alterações que advêm do processo de revisão dos PROF

Dos factos justificativos do início do procedimento de revisão dos PROF, constantes da Portaria n.º 78/2013, de 19 de fevereiro, tem interesse mencionar, por de algum modo poderem estar mais associados a esta linha de atividade, os referidos nas alíneas b) e c) do Art. 2º, que a seguir se reproduzem.

“b) A alteração do enquadramento fitossanitário, com o surgimento ou forte expansão de pragas e doenças, entre as quais o nemátodo da madeira do pinheiro e o gorgulho do eucalipto, que justificam a introdução ou modificação de medidas específicas de silvicultura preventiva; c) A alteração do enquadramento silvo-industrial e dos mercados de biomassa para energia, com a instalação em Portugal de novas unidades industriais de base florestal;”

É ainda referido, no Art. 3.º (Suspensão parcial dos PROF), a suspensão das seguintes disposições, durante o processo de revisão dos PROF, Art. 36.º (metas para 2025 e 2045) e artigos 38.º a 42.º (Defesa da Floresta contra incêndios). Para a sub-região Dunas Litorais e Baixo Mondego, o PROF previa, no Art. 36.º, um aumento de valores de percentagem de espaços florestais arborizados em relação à superfície total da região PROF, de 33 % (estimativa à época) para 35 e 40 %; uma alteração nos valores percentuais de composição de espaços florestais arborizados, com redução de pinheiro-bravo e eucalipto; uma diminuição de povoamentos sujeitos a silvicultura intensiva e manutenção de valores reduzidos de área queimada anualmente (< 1%).

Estando por divulgar a documentação respeitante à revisão do PROF da área em análise (contida no PROF Centro Litoral), não cabe fazer aqui mais do que um breve apontamento quanto às alterações trazidas no processo de revisão dos PROF. Assume-se que na elaboração dos documentos tenha ocorrido a consideração explícita das pragas e doenças nos sistemas silvícolas identificados como os mais interessantes na sub-região, e nas práticas culturais associadas. Quanto aos aspetos vertidos no Art. 36.º,

os acontecimentos associados aos grandes incêndios de outubro de 2017 alteraram de tal modo as condições base que as metas aí declaradas ficaram comprometidas ou mesmo inviabilizadas.

Mencione-se que o tema da “silvicultura preventiva”, exposto na justificação de revisão dos PROF é tratado pela Comissão Científica, em secção específica, pelo que as orientações aí expressas deverão ser tidas em consideração como melhorias a introduzir nos PGF, sem prejuízo das que aqui são propostas.

2.2.2 Identificação de outras alterações a introduzir nos PGF

A atualização da Estratégia Nacional para as Florestas aprovada pela Resolução do Conselho de Ministros n.º 6-B/2015), considera como “exemplos de linhas de orientação prioritária ao nível da investigação florestal, a melhoria da gestão e exploração dos povoamentos florestais (nomeadamente através do melhoramento genético, técnicas e modelos de silvicultura, experimentação de novas espécies), sobretudo num contexto de adaptação às alterações climáticas, bem como os que podem conduzir à inovação e diversificação das utilizações dos produtos lenhosos e não lenhosos, através de uma aposta em tecnologias avançadas, novas tecnologias de produção para os produtos da madeira, cortiça, pasta e papel, e em processos altamente eficientes.

Sobressaem deste documento, entre os aspetos relevantes a considerar na floresta portuguesa, e com exequibilidade, a nosso ver, de ensaio nas matas nacionais afetadas pelos incêndios, o interesse em explorar as beneficiações que podem advir ao nível do uso de material genético melhorado bem como de aperfeiçoamento de itinerários técnicos de gestão dos povoamentos. Estas matérias são abordadas na Sec. 3.2.1 para a espécie com maior representatividade nas matas a recuperar, o pinheiro-bravo.

2.2.2.1 Melhoria da gestão em pinhal bravo

Foram identificados dois campos para análise particular quanto à silvicultura da espécie, para os quais há possibilidade de atender a propostas de revisão de procedimentos e/ou práticas. São eles, a rearborização dos espaços arborizados ardidos e a gestão da densidade. Além destes, registou-se um conjunto de aspetos suplementares a considerar na gestão do pinhal-bravo nas matas nacionais, os quais são apresentados no final desta secção.

Repovoamento dos espaços arborizados ardidos

O repovoamento florestal com pinheiro-bravo, dos espaços ardidos, é uma das atividades silvícolas a considerar na recuperação das matas nacionais do litoral afetadas pelos incêndios. Na Figura 1, sumarizam-se, graficamente, opções de rearborização. A tomada de decisão nas áreas desarborizadas a recuperar,

pós-incêndio segue, por norma, o itinerário exposto subordinado à viabilidade (ou não) do sucesso da regeneração por sementeira natural.



Figura 1. Opções de instalação de povoamento em áreas desarborizadas por motivo de incêndio.

O aproveitamento da regeneração natural está contemplado como opção principal a adotar nas matas do litoral, como correspondendo à modalidade de perpetuação dos povoamentos menos onerosa e agressiva do meio ambiente, por não implicar qualquer intervenção no solo, bastando o corte e a trituração do mato (PGF da MNU e MNP). O sucesso desta opção de repovoamento, por aproveitamento da regeneração natural, pode estar comprometido no caso de incêndio consecutivos em intervalo de tempo curto (daí a conveniência de conhecimento das dinâmicas anteriores), quando o banco de sementes é reduzido e as plantas que ingressaram após o primeiro fogo não tenham atingido maturidade para produção de pinha e de semente em quantidade satisfatória. Refiram-se, como exemplos destas circunstâncias adversas, os incêndios de 2003 (MN de Leiria) e de 2005 (MN do Urso) que levaram à necessidade de corte de áreas expressiva de pinhal-bravo das matas nacionais. As áreas com regeneração que, entretanto, possam ter surgido, se afetadas pelos incêndios de 2017, terão uma capacidade reduzida, ou nula, de voltar a regenerar por processo natural.

O recurso a semente para auxiliar artificialmente a rearborização da área ardida, é uma das estratégias possíveis (e economicamente interessante), a considerar nessas situações. A opção está prevista nos PGF das matas nacionais do litoral (Tabela 2), sendo que a semente a utilizar é, por norma, proveniente dos

cortes finais em parcelas ou talhões da mesma mata e/ou de povoamentos registados no Catálogo Nacional de Materiais de Base.

A área ardida a repovoar com pinheiro-bravo é de tal forma extensa que são vários os constrangimentos esperados no repovoamento. Desde logo, o ter de se aguardar por um lapso de tempo mínimo (por regra não inferior a 2 anos) para identificação do sucesso ou insucesso da regeneração natural em cada povoamento afetado. Por outro, naqueles em que se verificar uma regeneração escassa ou inexistente, haverá que colmatar essas deficiências, o que poderá não ser exequível por falha de disponibilidade de semente.

Decorrente da visita de campo “Sementes para o Futuro”, promovida pelo Centro Pinus e pelo ICNF, a 10 de maio de 2018, ao povoamento PNB4008 do Catálogo Nacional de Materiais de Base (localizado no talhão 24 do Perímetro Florestal das Dunas de Ovar) foi identificada a necessidade de aumentar a disponibilidade de semente no mercado, de proveniências mais diversificadas e de melhor qualidade genética (PinusPress 38). As ações necessárias, tidas como mais urgentes para melhoria do apoio à rearborização, resultantes do contributo dado pelos participantes na visita, são:

- Aumentar o número de pinhais onde se pode colher semente (povoamentos registados no Catálogo Nacional de Materiais de Base);
- Diversificar a localização das áreas de produção de semente, aumentando a representatividade de algumas das regiões de proveniência;
- Otimizar a recolha de semente nos povoamentos existentes;
- Aumentar a disponibilidade de semente proveniente do Programa de Melhoramento Genético.

O uso de material genético melhorado tem sido preconizado no repovoamento de pinheiro-bravo em Portugal. Há exemplos de ganhos genéticos interessantes com o pinheiro-bravo, em outros países, ganhos esses que apoiam o interesse desta estratégia de melhoria no território nacional.

Amaral (1981) ao referir-se à produção de árvores para madeira de construção de boa qualidade na MNL referia como um aspeto elementar a utilização de semente de boas qualidades genéticas, aconselhando o uso de semente selecionada e melhorada geneticamente. O recurso a semente proveniente dos cortes finais seria a alternativa a considerar apenas na falta desse material selecionado e melhorado.

Apesar do interesse e dos resultados promissores já obtidos com material melhorado de pinheiro-bravo, o uso de material melhorado é um procedimento que não tem tido expressão na arborização e que importaria considerar, nomeadamente para as áreas de classe de qualidade superior. Mencione-se que em 1970 procedeu-se ao cruzamento de plantas com as melhores características das árvores do Pinhal de Leiria; em 1987 houve um teste de descendência desse material e, em 2000 instalou-se um pomar testado em Chamosinhos (Valença). As árvores desse pomar mostraram um ganho genético de 21% em volume e

de 7% na forma. A produção de árvores a partir de semente recolhida em pomares produtores de semente “melhorada”, com melhores atributos ao nível fenotípico, e de resistência a agentes abióticos, é uma opção a ter em consideração no repovoamento das matas nacionais do litoral. Propõe-se assim:

- Proposta 1: Proceder à identificação de estações com qualidade superior para o pinheiro-bravo e instalar povoamentos com material geneticamente modificado, proveniente de ensaios realizados em Portugal (alargado, ou não a outras proveniências) sendo conveniente que algum desse material apresente características que permitam uma melhor adaptação a alterações climáticas (e.g. resistência à seca) e cumulativa ou separadamente, resistência ou tolerância ao NMP.

Os resultados obtidos nas matas poderão ser utilizados para apoio à tomada de decisão quanto ao recurso a material melhorado em outras áreas de pinhal-bravo.

Em alguns locais, como sucede com a Mata Nacional do Urso, foi reportada a dificuldade de regeneração de pinheiro-bravo, tendo sido comunicado, por parte dos Técnicos Gestores das Matas, que o recurso a sementeira artificial tem tido igualmente pouco sucesso, levando a considerar a hipótese de descontinuar o recurso à espécie nestas áreas muito específicas de fraco êxito da regeneração. Antes de se tomar qualquer decisão, nesse sentido, haveria que identificar os fatores subjacentes ao fenómeno. Surge assim a seguinte proposta:

- Proposta 2: Estudar a dinâmica da regeneração natural de modo a identificar quais os fatores e variáveis que condicionam o sucesso da regeneração nas matas nacionais do litoral, atendendo à quantidade de semente disponível no solo, às perdas por predação, à capacidade germinativa, à taxa de sobrevivência das plântulas, às características edafo-climáticas e às atividades de gestão.

No diagrama da Figura 1, é exposto o fator tempo, como uma variável implícita a considerar no processo, o que acarreta, desde logo, a admissão de imprevisibilidade que condiciona a tomada de ação a curto prazo (“Quanto tempo esperar para ter elementos suficientes que permitam aferir acerca da viabilidade (ou não) do sucesso da regeneração?”). Ainda que nalgumas circunstâncias seja admissível aguardar alguns anos para averiguar acerca da capacidade de regeneração natural, trata-se de uma lacuna de conhecimento colmatável com investigação. Em termos de procedimento poder-se-á modelar a probabilidade de ocorrência de regeneração, usando dados anteriores (e/ou de outras estações onde vegete a mesma espécie, procedendo aos ajustamentos devidos para as áreas ardidas de pinhal bravo nas

matas nacionais do litoral). Os resultados obtidos poderão ser utilizados para identificação das opções silvícolas a tomar nas áreas a repovoar. A terceira proposta é portanto:

- Proposta 3: Estimar a probabilidade de ocorrência de regeneração em função do tempo decorrido, características do povoamento antes do evento e de variáveis da estação. Complementar com estimativa da densidade (número de plantas por ha).

Gestão da densidade

A condução dos povoamentos visa a regulação da densidade do povoamento para os níveis admitidos como mais adequados, de acordo com um determinado objetivo que, habitualmente, nos povoamentos das matas nacionais do litoral geridos para produção, respeita à produção de árvores que forneçam madeira de construção de boa qualidade. A gestão da densidade dos povoamentos, concretizada através de cortes culturais, pode ser orientada com base em medidas de densidade relativa, de que são exemplos bem conhecidos o índice ou fator de espaçamento de Wilson (Wilson, 1946), critério bastante vulgarizado para a gestão da densidade das resinosas, e o índice de densidade do povoamento (Reineke, 1933). O fator de espaçamento de Wilson é descrito, como se referiu, por $Fw = 100/(\sqrt{N} h_{dom})$, onde N representa o número de árvores por hectare e h_{dom} corresponde à altura dominante do povoamento, expressa em metros. O índice de densidade dos povoamentos SDI ("Stand Density Index") está intimamente associado ao conceito de linha de auto-desbaste ou linha de mortalidade natural e pode ser determinado a partir da relação alométrica estabelecida entre o número de árvores por hectare e o diâmetro médio dessas árvores. O SDI é determinado pela expressão $SDI = N(dg/25)^r$, onde N representa o número de árvores por hectare e dg representa o diâmetro quadrático médio do povoamento, expresso em centímetros. O expoente " r " é uma constante, específica da espécie. Para o pinheiro-bravo, em Portugal, " r " tem o valor de 1,897, pelo que o índice é $SDI = N(dg/25)^{1,897}$ (Luís e Fonseca, 2004). O valor máximo para a espécie, SDI_{max} , é 1859. Em termos de interpretação, este seria o valor máximo possível de número de árvores de um pinhal-bravo, quando as árvores atingissem um diâmetro médio de 25 cm.

A partir da especificação da linha de máxima densidade podem definir-se outros valores de densidade associados a diversos níveis de lotação dos povoamentos de simples reconhecimento (Long, 1985). Considerando a relativização do índice ($SDI\% = 100 SDI/SDI_{max}$), um valor de $SDI\% = 25$ está associado ao início da competição intraespecífica, um valor de $SDI\% = 35$ ao limite inferior de ocupação completa. Ao valor de $SDI\% = 60$ corresponde o limite inferior da região de auto-desbaste, sendo

previsível a ocorrência de mortalidade natural, por competição, em povoamentos com lotação próxima deste valor indicativo.

Nas matas nacionais do litoral a medida usada na regulação da densidade, desde há pelo menos algumas décadas, respeita ao fator de Wilson. Segundo os PGF de 2010, na MN de Leiria é preconizada a adoção do valor de $Fw = 0,28$, e nas MN do Urso e de Pedrogão, o valor referido é $Fw = 0,27$ (Tabela 2). Oliveira (1999) refere/propõe para os pinhais-bravos da regiões Norte e Centro um valor de $Fw = 0,23$, e valores de Fw entre 0,25 a 0,28, no Centro e a Sul do Tejo, nas estações mais secas e pobres, texturas arenosas e litossolos de xisto. Os valores adotados nas matas do litoral enquadram-se no intervalo de valores sugerido no manual, mas, para as estações mais pobres. A opção por manter as árvores com espaçamentos médios correspondentes a 27 ou 28% da altura dominante do povoamento tem implicações ao nível da produção total atingível, comparativamente à adoção de um itinerário silvícola que mantenha as árvores menos espaçadas, ou seja, a manutenção em povoamento mais denso. Hall e Martins (1986) referem, para a espécie, a obtenção de valores superiores de volume total do povoamento para fatores de Wilson de 0,21 e 0,23 e alertam para quebras de produção, em todas as classes de qualidade, para intervenções assentes em valores do fator de Wilson de 0,27 e 0,29. O impacto negativo na produção, derivado da realização de desbastes intensos, foi também exposto por Amaral (1981) ao analisar a possibilidade da MN de Leiria aquando da projeto de ordenamento realizado em 1980. Além de um afastamento à normalidade pretendida, a mata apresentava uma “acentuada descapitalização do material lenhoso”. Recomendava o autor “haverá que ter o máximo cuidado com os cortes culturais não os realizando antes da época própria e não suprimindo mais volume do que o estritamente necessário”, o qual, “em cada corte cultural não deverá ultrapassar 3/5 do crescimento de 5 anos”. Amaral (1981) é também crítico quanto ao compasso usado no passado (entre 1965 e 1979), de 2×2 m, em repovoamento por sementeira: “Verifica-se nestas condições, que o pinhal fecha (torna-se denso) aos vinte anos de idade aproximadamente resultando desse facto, três inconvenientes sérios: o crescimento do mato, que implica o dispêndio de importâncias elevadas no seu corte; a morte tardia dos ramos, que tem como consequência o aparecimento de nós na madeira; a formação exagerada de lenho juvenil”, adotando e preconizando espaçamentos menores. “Para evitar ou, pelo menos, minorar esses males, reduziu-se o compasso para $1,5 \times 1,2$ m. Deverá continuar a usar-se até que surjam quaisquer inconvenientes que agora não são previsíveis.” Como regra prática, para a conveniência de intervir na regulação da densidade, refere serem sintomas da necessidade de corte cultural “a ausência natural de mato e a existência de copa verde em menos de 40% da altura das árvores”.

A leitura feita aos documentos de suporte sugere não se ter mantido constância de práticas e/ou de objetivos quanto aos níveis de densidade desejáveis no pinhal-bravo das matas do litoral. Independentemente dos motivos que possam ter sustentado as decisões de regulação da densidade, cabe aqui fazer um exercício de análise da densidade dos povoamentos dessas matas, usando a informação disponibilizada nos PROF de 2010. O exercício aplica-se às MN de Leiria, do Urso e de Pedrógão, e respeita a dados colhidos em parcelas localizadas em áreas associadas à função de Produção (Tabela 10 do PGF da MNL e Quadros 47 e 49 do PGF das MN do Urso e de Pedrógão).

Na Tabela 3, apresenta-se a caracterização estatística dos valores de fator de Wilson determinados para as parcelas amostradas nas três matas, às datas dos inventários aí considerados. Consta também no quadro a caracterização da lotação dessas mesmas parcelas, para o indicador índice de densidade do povoamento, expresso em termos percentuais (*SDI*%).

Tabela 3. Caracterização sumária dos valores de fator de espaçamento de Wilson e de índice de densidade dos povoamentos determinados nas parcelas das áreas de Produção das MN de Leiria, Urso e Pedrógão.

Mata	Nº	<i>Fw</i>				<i>SDI</i> %			
		Min	Max	Média	Des.pad.	Min	Max	Média	Des.pad.
Nacional	parcelas								
MN de Leiria	208	0,18	0,48	0,25	0,04	7	38	25	6,1
MN do Urso	19	0,20	0,47	0,26	0,06	10	38	24	7,0
MN de Pedrógão	27	0,24	0,54	0,33	0,07	5	31	20	6,9

A densidade avaliada nas parcelas amostradas apresenta uma distribuição variada de fatores de espaçamento, com valores médios de *Fw* inferiores aos preconizados nos PGF de 2010 (o que pode explicar-se por uma ausência de corte cultural recente, ou outro motivo). São, todavia, valores de espaçamento médio entre árvores que não permitem a obtenção de valores de volume total do povoamento tão elevados quanto poderiam ser. O exame da densidade realizado a partir da medida índice de densidade do povoamento confirma essa constatação (Tabela 3). A Figura 2, adaptada de Luís e Fonseca (2004), reproduz a linha de máxima densidade para a espécie, em Portugal, *SDI* = 100%, e as linhas correspondentes a lotações de 60%, de 35% e de 25%. Na figura encontra-se também representada a linha correspondente a um valor de *Fw* = 0,21, identificada por Fonseca e Duarte (2017) como o limiar de densidade em pinhal-bravo que tende a assegurar um nível nulo ou baixo de sobcoberto. Para o diagrama da MN de Leiria foi traçada a linha que define o valor de *Fw* = 0,28, recomendado no PGF dessa mata e para os diagramas das MN do Urso e de Pedrógão, a linha designada de “silvicultura média” tem subjacente um valor de *Fw* = 0,27, por ser o valor indicativo aí sugerido.

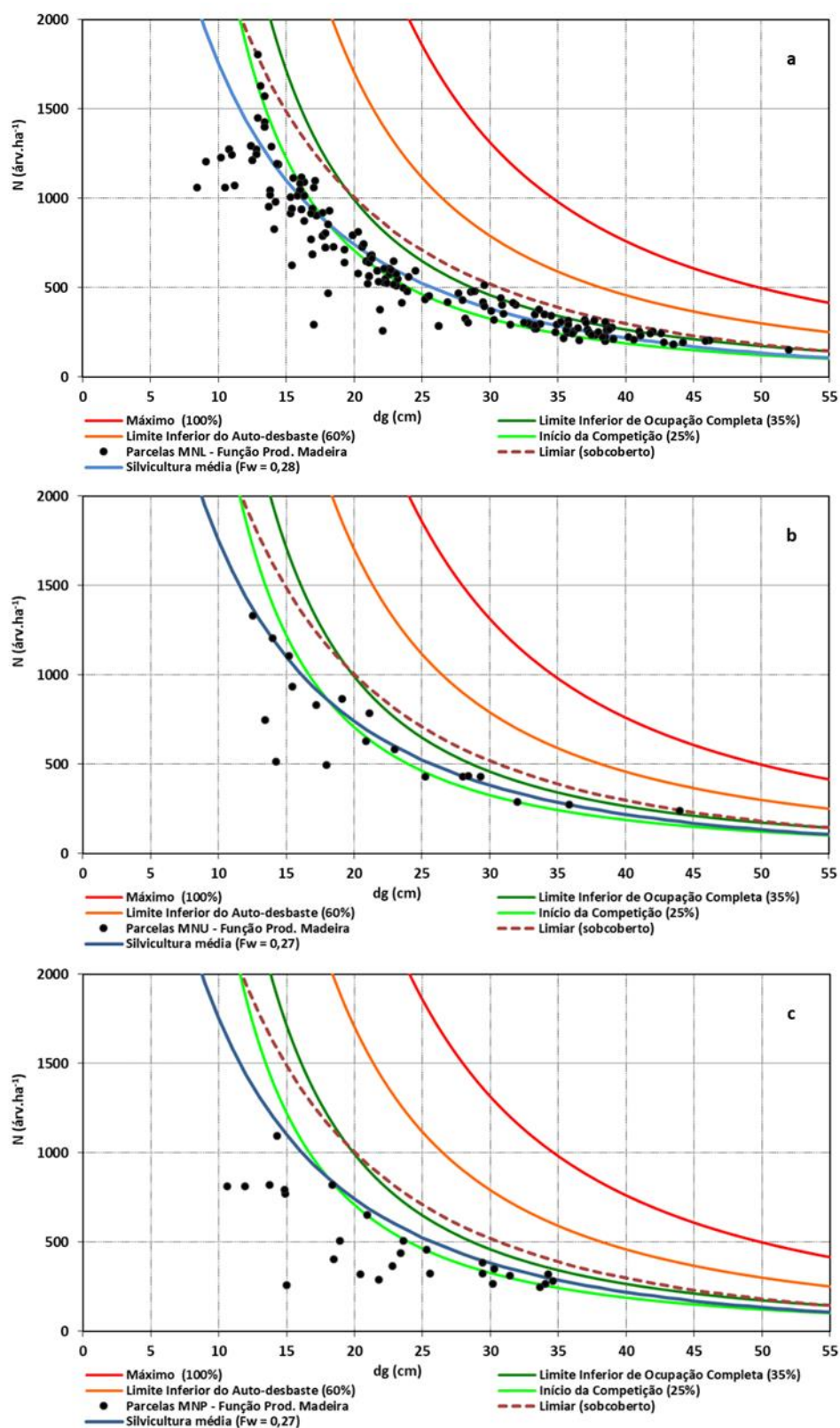


Figura 2. Localização no diagrama de gestão de densidade do pinheiro-bravo das parcelas amostradas (função de produção) na (a) MN de Leiria, (b) MN do Urso e (c) MN de Pedrógão.

A sobreposição das séries de valores disponíveis (observações caracterizadas na Tabela 3) é esclarecedora quanto ao grau de lotação das parcelas amostradas, as quais, por sua vez, retratam o desenvolvimento dos pinhais-bravos das zonas de produção. Em termos gerais, à data dos inventários, os pinhais apresentavam, tipicamente, baixas lotações.

A principal implicação é, como já observado, uma quebra na produção total do povoamento, potencialmente atingível, acompanhada por uma expectável promoção do desenvolvimento de matos heliófilos (vejam-se as referências feitas aos alertas de Hall e Martins, 1986 e de Amaral, 1981).

Zeide (2001) escreveu “A major impetus for the origin and development of forestry has been the search for stand density that provides trees with “room to grow and none to waste””. Quando as florestas são geridas para produção de lenho (recorde-se o exposto no PROF CL, Tabela 1), as orientações silvícolas deverão ir ao encontro da maximização da ocupação do espaço disponível para o crescimento das árvores, situação essa que parece não estar refletida nas opções de gestão referidas nos PGF de 2010. Pretendendo gerir para produção de madeira de construção de boa qualidade, poder-se-á reduzir a produção total para promover a obtenção de árvores de maior diâmetro, sem todavia reduzir excessivamente a lotação para níveis aquém do desejável.

A execução de cortes extraordinários na MN de Leiria e na MN do Urso, devido aos incêndios de 2003 e de 2005, tinha já afetado grandemente a capacidade produtiva daquelas matas. A ocorrência dos graves incêndios florestais de outubro de 2017 vem agravar a situação. A extensão da área de pinhal afetada e a quantidade de madeira a corte descapitalizam fortemente estas matas do litoral e requerem medidas de recuperação.

Ao nível da gestão da densidade fica patente a conveniência de os Técnicos Gestores das Matas atenderem à possibilidade de reconsiderar a regulação da densidade, quanto aos limiares de lotação a que devem ser conduzidos os povoamentos, e quanto ao indicador de densidade relativa a adotar, sugerindo-se propostas específicas, com exequibilidade de aplicação nas matas nacionais do litoral:

- Proposta 4: Promover uma silvicultura do pinhal-bravo que vise o aumento da produção total do povoamento, comparativamente às situações descritas nos PGF, e a redução do combustível de superfície (vegetação de sub-bosque). Ainda que essa redução possa ser realizada através de técnicas específicas (ex. fogo controlado), propõe-se que esteja implícita no modelo base de silvicultura, mantendo os povoamentos em níveis de densidade mais elevadas do que as atualmente prescritas, que condicionando, por interceção da radiação solar que chegaria ao solo, o desenvolvimento de matos. Caso se vise a produção de material de maiores dimensões, o modelo poderá sofrer

ajustamento para assegurar um espaçamento médio entre as árvores superior ao preconizado quando o objetivo é a maximização da produção.

- Proposta 5: Ensaia o recurso ao índice de densidade dos povoamentos para suporte à gestão da densidade dos povoamentos de pinheiro-bravo, definindo limiares adequados de lotação de acordo com os objetivos que venham a ser definidos (p.ex. maximização da produção total; obtenção de árvores para produção de madeira de dimensões superiores).

A identificação da oportunidade de intervenção, bem como a quantidade de material a remover em cada uma das intervenções pode ser realizada com auxílio do algoritmo de gestão de densidade do pinheiro bravo (Luís e Fonseca, 2004; Fonseca *et al.* 2012) em detrimento do uso do fator de espaçamento de Wilson. O recurso ao fator de Wilson, ainda que bastante generalizado, deve ser utilizado preferivelmente em povoamentos jovens. Riou-Nivert (1987), numa análise feita ao índice de Hart-Becking, comparável diretamente com o fator de Wilson ($HB = 100 Fw$, no caso de um compasso regular), alerta para a inadequação do fator de espaçamento para povoamentos com altura dominante superior a 25 m ou mesmo a 20 m, aconselhando a restringir o uso deste indicador a povoamentos jovens. Ora, no caso dos pinhais-bravos das matas nacionais do litoral são consideradas revoluções longas (tipicamente bastante mais longas do que as adotadas para a espécie, na maior parte das restantes regiões do País onde é cultivada), apresentando os povoamentos alturas dominantes de 20 m, ou superior, a idades a que ainda poderão estar a ser preconizados cortes culturais, nomeadamente nas melhores classes de qualidade (e que corresponderão à “função produção”). Como refere o autor, assim que ocorre a culminância do crescimento em altura, esta variável deixa de constituir um bom critério para caraterizar as relações entre as árvores e o seu meio ambiente. Em contrapartida, o índice de densidade do povoamento não padece deste inconveniente. Trata-se de uma medida de densidade baseada na relação entre o número de árvores e o respetivo diâmetro médio, estando esta variável mais bem relacionada com a área de projeção da copa das árvores e, por conseguinte, com ocupação destas no espaço horizontal, do que a altura dominante dos povoamentos. Como a culminância em diâmetro é atingida a idades superiores, comparativamente à altura, o diâmetro (e o *SDI*, métrica nele suportado) continuará a refletir o impacto da competição intraespecífica.

Acresce referir que a relativização do índice permite a comparação direta da lotação entre povoamentos com caraterísticas diversas e vegetando em estações de diferente qualidade de estação.

O recurso a esta metodologia consta em Campelo (1994), para as Dunas de Vagos, Ramos (1994) para a MN de Fôja e em Borges (2004) para a MN de Pedrógão.

Atendendo ao exercício de análise de densidade realizado e ao exposto, quanto às caraterísticas das medidas de densidade, *Fw* e *SDI*, recomendamos a consideração do uso do critério do índice de

densidade do povoamento, para as matas nacionais e disponibilizamos apoio para o respetivo ensaio e implementação.

Na Tabela 4 apresentam-se valores de referência de densidade para o pinhal bravo em função da dimensão média das árvores, para densidades de 25% (início de competição) e de 35% (início da ocupação completa) do valor máximo de *SDI*, e para um modelo de condução a densidade mais elevada, que prevê a minimização do desenvolvimento do sobcoberto, A manutenção dos povoamentos a densidades entre 35 a 40% do valor máximo de *SDI* têm sido admitidas como apropriadas para capturar um valor de crescimento dos povoamentos próximo do máximo (Long, 1985). São também apresentados no quadro os valores previsíveis de número de árvores, para diferentes dimensões das árvores, para uma silvicultura baseada em $FW = 0,28$ (valor referenciado no PGF de 2010 da MNL). Os valores são ilustrativos das diferenças de número de árvores a manter em povoamento principal, conforme o critério selecionado.

Tabela 4. Valores de densidade para o pinhal bravo em função da dimensão média das árvores. Fontes: Luis e Fonseca (2004) e Fonseca e Calçada-Duarte (2017).

d (cm)	<u>N (árv/ha) admitindo lotação de <i>SDI</i> de:</u>		<u>N (árv/ha) admitindo</u>	
	25% de <i>SDI</i> _{max}	35% de <i>SDI</i> _{max}	FW = 0,21	FW=0,28
10	2640	3700	2370	1750
15	1220	1710	1490	1100
20	710	990	1000	740
25	460	650	710	520
30	330	460	520	380
35	240	340	390	290
40	190	270	300	220
45	150	210	230	170
50	120	180	180	140

As orientações silvícolas podem ainda ser otimizadas, em função dos objetivos e condições definidas, não tendo, necessariamente, que manter-se um intervalo constante e fixo de valores de lotação ao longo dos diversos estádios de desenvolvimento dos povoamentos. Por exemplo, qualquer tomada de decisão quanto à necessidade de intervir e quanto remover, em corte cultural, deverá ter em consideração aspetos complementares como a estabilidade das árvores e do povoamento de modo a evitar a ocorrência

de danos associados a tempestades, os quais podem ocasionar perdas consideráveis nas existências florestais.

Aspetos suplementares a considerar

Um aspeto relevante a atender no planeamento da recuperação das matas, a longo prazo, é a definição da idade de revolução mais adequada. No PGF da MNL (p. 136) “considera-se neste momento a idade de 70 anos a mais adequada para o corte final na área de produção. As árvores com essa idade atingem um bom desenvolvimento, plena maturidade, boa produtividade e o cardido não constitui problema desde que os povoamentos tenham sido convenientemente conduzidos.”.

Da auscultação realizada aos Técnicos Gestores das Matas, constatou-se ser comum considerar revoluções longas de 70 anos, ou superiores (e.g., cerca dos 100 anos na Costa de Lavos e Leirosa). Nas áreas cuja principal função está associada à proteção, foi estabelecida uma idade de revolução superior (100 - 140 anos).

A manutenção dos valores dependerá dos objetivos do plano de gestão, no que respeita aos produtos a obter, do método de ordenamento (e.g., gestão das matas orientadas segundo o critério de normalidade, ou outro) e da exequibilidade de garantir essas revoluções longas, em matas tão afetadas, em extensão, pelos incêndios. A decisão terá de ser tomada após caracterização etária das parcelas de gestão não ardidas, tendo enquadramento no sistema de apoio à gestão das matas litorais (capítulo 10).

A condução segundo o conceito de “normalidade da mata”, tem manifestas vantagens ao nível de planeamento das áreas a cortar e da garantia de obtenção de regularidade de obtenção de material lenhoso – daí ter sido procurada a normalização ao longo dos anos – mas evidencia problemas em horizontes temporais alargados, especialmente quando as áreas de intervenção são sujeitas a fenómenos como os incêndios florestais, tempestades ou severos ataques de agentes bióticos, que, num brevíssimo período, podem afetar uma porção substancial das áreas conduzidas. A catástrofe ocorrida no outono de 2017 é um exemplo real com fortes repercussões nas matas, inviabilizando o cumprimento dos planos de gestão elaborados para as matas nacionais do litoral, em 2010. Sugere-se a reflexão acerca deste tema, com consideração de métodos de ordenamento alternativos, os quais, ainda que possam exigir mais esforço de planificação (e.g., método de ordenamento por parcelas, vulgarizado noutras áreas florestais/países, por exemplo Molina e Grau, 2006), podem oferecer maior flexibilidade silvícola, espacial e temporal, e atenderem a distúrbios/impactos. Alternativas, portanto, mais capazes de integrarem um sistema de gestão adaptativa a adotar nas matas nacionais. Como referido no parágrafo anterior, este

tema tem enquadramento no sistema de apoio à gestão das matas litorais, não cabendo aqui ser aprofundado.

2.2.2.2 Outras propostas

Para além dos problemas específicos dos incêndios e da reabilitação das áreas ardidas, existe o problema das alterações dos regimes de distúrbios meteorológicos como tempestades extremas ou a progressão de espécies invasoras. As alterações climáticas irão também modificar os parâmetros climáticos locais, trazendo alterações ao crescimento e desenvolvimento das espécies. As mudanças na sociedade colocam também novos desafios à silvicultura. Acompanhando as mudanças climáticas, ocorrem mudanças sociais que se caracterizam por um menor investimento em operações culturais e por uma mudança dos objetivos de gestão, colocando em causa a utilidade dos modelos de silvicultura tradicionalmente utilizados.

Para responder a esta nova situação de incerteza, é amplamente recomendada uma gestão adaptativa caracterizada por uma silvicultura dinâmica, próxima da natureza (SPN), em que as intervenções sejam delineadas com base na monitorização das características dos povoamentos e da sua resposta à aplicação de princípios de adaptação, tais como:

- A promoção de povoamentos mistos ou de outras espécies a valorizar;
- A diversidade estrutural dos povoamentos florestais e;
- Melhorar a resistência individual das árvores.

Neste sentido seria importante, no âmbito de uma gestão adaptativa identificar áreas (talhões) ao longo da costa litoral para ensaio de novas estratégias de silvicultura. Nessas áreas, e no contexto da monitorização, seria instalada uma rede de parcelas permanentes para permitir testar modelos de silvicultura próximos da natureza, face ao processo das alterações globais. Esta proposta pode conjugar-se com a Atividade 1, de avaliação de efeitos, especificamente com a subtarefa: estabelecimento de programa e rede de parcelas.

A iniciativa de testar novos modelos de silvicultura para as Matas Nacionais do Litoral, deve ser encorajada e os resultados documentados, pelo que se propõe que, dentro deste procedimento de monitorização, seja considerada a continuação da rede de pontos de inventário iniciada pela ESAC, e a instalação de novos pontos de monitorização em pinhais de Mira. Os resultados da avaliação efetuada nesta rede de

pontos podem ser usados para desenvolver sistemas silvícolas específicos da região que melhorem a resiliência da floresta perante um futuro incerto.

3. Modelos de silvicultura e de gestão para habitats e paisagens especialmente sensíveis

Este sub-capítulo foca a recuperação de longo prazo das áreas classificadas como proteção nas ML ardidas em 2017 ou similares.

As áreas de proteção incluem as faixas litorais que abrangem o POOC numa primeira linha junto à costa, correspondente ao início da duna arborizada, seguida da zona de proteção mais interior designada como proteção I e II na MNL, transição nas MNU e MNP, proteção na MNDQ e outras Zonas similares, bem como as secções de proteção e margens de lagoas e linhas de água, de acordo com a designação e cartografia usada nos respetivos PGF's.

Estas MN enquadram-se no PROF-CL. AS MN de Leiria, Pedrogão e Urso integram-se nas SRH de Dunas Litorais e Baixo Mondego e Gândaras Sul. A MNDQ integra-se nas SRH de Dunas Litorais e Baixo Mondego e Gândaras Norte bem como o PFDPM e MNDV com características semelhantes.

3.1 Introdução

3.1.1 Descrição geral

A origem dos pinhais do litoral, mais propriamente do Pinhal de Leiria, remonta a tempos anteriores ao reinado de D. Dinis (final do século XIII) e nele predominava então o pinheiro-manso (Vieira, 2007), muito embora esta questão não seja consensual, sendo muito provável que o pinhal original fosse já constituído por pinheiro bravo (esta questão só poderá ser clarificada com novos estudos paleoecológicos *in situ*). Foi durante este reinado que se fizeram grandes sementeiras de pinheiro-bravo com o objetivo de fixar as areias do litoral. Historicamente o pinheiro-bravo tem uma grande importância nas matas do litoral não só por se tratar de uma espécie com características típicas de pioneira da sucessão ecológica conseguindo vegetar em substratos extremamente pobres como as areis dunares, feito que poucas espécies conseguem materializar, mas também com características para produção de madeira de qualidade conseguida nas melhores unidades de gestão tanto no Pinhal de Leiria (MNL) como nas Mata Nacional do Urso (MNU) e Mata nacional de Pedrogão (MNP). É a partir do início do século XIX, sob a orientação de José Bonifácio, que surgem os primeiros trabalhos com fundamentação técnica de implementação de sementeiras com vista à fixação das dunas. De acordo com a descrição de Pinto (1938), para a fixação das areias na formação da franja florestal, foi utilizada a sementeira de penisco em linha efetuada em regos paralelos às dunas com profundidade de 15 a 20 cm, no fundo dos quais foi espalhada uma camada de rapão com 3 a 4 cm, seguida de uma camada de areia de 7 a 8 cm, sobre a qual foi efetuada a sementeira

coberta com uma nova camada de areia de 5 cm. A partir dos grandes incêndios de 1818 e 1824 a regeneração natural terá sido a via privilegiada para a sua reinstalação.

3.1.2 Os diferentes tipos de habitats florestais presentes

Os habitats florestais que predominam nas áreas de proteção das Matas Litorais são sobretudo florestas de pinheiro bravo com manchas dispersas de pinheiro manso, e acaciais e com folhosas diversas nas margens dos cursos de água e lagoas. A Norte da Figueira da Foz, grande parte das Matas Litorais estão inseridas em área classificada no âmbito da Rede Natura 2000. Nestas áreas, os pinhais mais ou menos dispersos estão inseridos em tipos de habitat naturais e seminaturais que se encontram devidamente identificados na cartografia dos respetivos PGF's. A gestão destas zonas deve ter em consideração as condicionantes do Plano Setorial da Rede Natura 2000 e Relatório Nacional de Implementação da Diretiva Habitats (2007-2012).

As MNL, MNU e MNP não se encontram inseridas em área protegida nem fazem parte da Rede Natura 2000. Contudo, deve-se ter em conta a gestão da biodiversidade, especialmente nos espaços florestais de proteção da rede hidrográfica, de proteção da orla costeira, de proteção do cordão dunar, e de proteção ambiental, sujeitas a explorabilidade física, de modo a preservar ao máximo as condições existentes.

3.1.3 A importância das espécies nativas na restauração ecológica

Uma vez que a restauração ecológica de ecossistemas naturais tenta recuperar um ponto histórico, muito embora no campo da restauração ecológica se aceite geralmente que o regresso ao passado não é possível (Marzo et al., 2015), o uso de espécies nativas e a redução ou eliminação de espécies exóticas em locais afetados é altamente desejável. Privilegiar o uso de espécies nativas nestas condições tem benefícios

ambientais acrescidos bem como bens e serviços associados. Assim, são de referir os seguintes benefícios (Bozzano et al., 2014):

1. Contribui para a conservação das espécies e sua diversidade genética.
2. Se o germoplasma utilizado tem origem local goza de boa adaptação ao meio representando não apenas uma espécie nativa, mas uma espécie bem-adaptada capaz de suportar a biodiversidade nativa e a resiliência dos ecossistemas em maior extensão do que o material de plantação introduzido.
3. As espécies nativas podem ser menos propensas a se tornar invasoras ou a sucumbir a pragas nativas ou introduzidas do que espécies exóticas.
4. As espécies nativas podem corresponder melhor às preferências da população local, o que pode facilitar o seu uso bem-sucedido.

A importância do uso de sementes adaptadas localmente reside no facto, por um lado, destas populações mostrarem geralmente vantagens no local de origem, e por outro, os genótipos não locais poderem adaptar-se mal às novas condições ambientais onde são introduzidos (Vander Mijnsbrugge et. al., 2010).

A obtenção de sementes de espécies silvestres é um desafio significativo para a restauração à escala local ou regional, e ainda mais para a restauração à escala da paisagem (Marzo et. al., 2015).

Qualidade do-material de reprodução e proveniência

A diversidade genética desempenha um papel primordial na capacidade dos recursos para se adaptarem às mudanças ambientais e na sua resistência a pragas, doenças e outros fatores de stress (Marzo et. al., 2015).

Assim, é importante que o material florestal de reprodução a usar na reflorestação das áreas ardidas, cujo banco de sementes seja considerado insuficiente, seja proveniente da mesma região onde a reflorestação irá ser implementada, ou seja, assegurar a adaptação do material florestal reprodutivo às condições ecológicas locais sem introduzir contaminação genética. Devem ser tidas em consideração as regiões de proveniência definidas para as diferentes espécies selecionando as mais adequadas às diferentes situações em concreto. Deverá ser assegurada a identidade e qualidade fenotípica do material de reprodução a utilizar, reservando a semente melhorada para as unidades de gestão com melhor histórico de potencial produtivo.

3.1.4 As florestas dunares e as alterações climáticas

Como é sabido as alterações climáticas são suscetíveis de causar elevada perturbação em geral e particularmente na gestão sustentável das florestas. Se considerarmos as conclusões do Projeto SIAM (2002) baseadas na projeção de cenários climáticos futuros é de salientar a necessidade de implementar uma silvicultura dinâmica, adaptativa que incorpore o conhecimento atual e futuro que vai sendo

produzido. Assim, a silvicultura deve refletir a necessidade de gerir recursos hídricos mais escassos, bem como a possibilidade de ocorrência de secas ou outros acontecimentos climáticos extremos, bem como o aumento do risco de incêndio e maior incidência de pragas e doenças. A monitorização constante destas áreas é fundamental para assegurar a adequação da silvicultura aplicada na medida em que os efeitos esperados do clima serão marcantes nas fases de regeneração e desenvolvimento juvenil dos povoamentos, podendo comprometer o seu repovoamento, a sua continuidade e estabilidade na fase adulta.

3.2 Adaptar a silvicultura às evoluções naturais e sociais bem como as potencialidades locais

As áreas de proteção das ML apresentam características diferenciadas consoante o seu posicionamento relativamente à linha de costa impondo diferentes formas de atuação relacionadas com o seu principal objetivo.

Assim, podemos dividir a orla costeira arborizada em duas partes: a orla pré-florestal e a chamada franja florestal. A primeira é constituída por arbustos e árvores com formas fortemente moldadas pelos ventos com troncos curtos e ramosas, muito rica em biodiversidade, com um papel importantíssimo também na estabilização das areias. Nesta faixa preconiza-se a explorabilidade física da vegetação proveniente de regeneração natural pela via seminal e vegetativa após incêndio, mantendo essa vegetação natural e deixando que as suas dinâmicas se desenvolvam naturalmente.

Na franja florestal, espaço contíguo à primeira faixa, correspondente a uma banda mais ou menos arborizada de proteção fora da área gerida ainda que como floresta de transição com produção secundária, preconiza-se igualmente a explorabilidade física aproveitando as dinâmicas próprias da vegetação natural que vier a instalar-se quer pela via seminal quer pela propagação vegetativa da vegetação que manteve a capacidade de regeneração no período pós-fogo.

A orla costeira arborizada constitui uma zona tampão importante entre a duna cinzenta e por vezes a branca e a zona com características mais de produção. É importante como quebra-ventos e fixação das areias. A frequência da sua utilização pelo público deve ser reduzida dirigindo a população para zonas onde esteja assegurada a sua segurança com a minimização do impacto neste meio naturalmente frágil. Limitar também os impactos paisagísticos e ecológicos negativos ligados às infraestruturas e aos equipamentos. Nesta zona deve-se deixar exprimir a diversidade vegetal natural específica após fogo condicionada pela riqueza de espécies sobreviventes das imediações, de propagação vegetativa ou seminal, incrementando a capacidade de resiliência do meio. Toda a intervenção silvícola nesta zona deve

ser evitada e/ou fortemente condicionada à exceção de ações de estabilização, preservação/restauração como por exemplo a eliminação de exóticas invasoras que ameacem a vegetação autóctone.

As ações silvícolas devem integrar/favorecer também os aspetos paisagísticos em zonas de acesso ao grande público (deixar ou criar zonas com misturas de formas e corredores, sobretudo junto às vias de circulação do público).

A silvicultura das áreas de proteção deverá ser adaptada à evolução natural e social bem como às potencialidades do local e alterações climáticas preconizando-se uma silvicultura adaptativa, ajustada aos diferentes estádios de desenvolvimento, acompanhando a dinâmica de transformação da regeneração natural.

As questões de DFCI devem ser contempladas nos planos de gestão próprios destas zonas por forma a diminuir o risco instalado. Por outro lado, a gestão florestal deve zelar pela proteção de habitats prioritários, nomeadamente em zonas de Rede Natura 2000.

3.2.1 Os grandes princípios da gestão silvícola

3.2.1.1 Implementar uma silvicultura dinâmica, aplicada aos diferentes objetivos

A silvicultura preconizada está em geral associada a desbastes fortes nas primeiras idades quando o acréscimo corrente é maior para as unidades de gestão mais produtivas dentro das áreas de proteção. Contudo, nas zonas de proteção/produção as densidades deverão ser adaptadas às situações em concreto, na medida em que teremos que conciliar a resiliência aos ventos, através da manutenção de coeficientes de estabilidade mais baixos, com o desenvolvimento radicular adequado e as necessidades de luz das espécies herbáceas e arbustivas que é necessário preservar, bem como com o controlo de matos e de espécies invasoras. Uma estrutura de povoamento estratificada de folhosas e resinosas em algumas situações pode ser vantajosa para a manutenção de espécies como o sobreiro com taxas de crescimento mais reduzidas pressupondo um andar superior de resinosas com grandes espaçamentos. Nas zonas de transição a preservação da biodiversidade florestal deve constituir uma prioridade em simultâneo com a produção de madeira e outros produtos como objetivo secundário. A prioridade a dar a cada objetivo dependerá das situações em concreto. Na maioria das zonas a regeneração já visível no local, sobretudo arbustiva, permite a continuidade da consolidação das dunas nas áreas afetadas pelos incêndios mesmo que a regeneração dos pinheiros não seja considerada suficiente e leve algum tempo a instalar-se.

3.2.1.2 Acompanhamento das dinâmicas naturais e monitorização da evolução da regeneração ao longo do tempo

Para deixar exprimir a tendência evolutiva natural a silvicultura deverá privilegiar a regeneração natural deixando desenvolver um estrato baixo por forma a constituir um sub-bosque com folhosas como o

medronheiro, samouco, folhado, carvalhos, loureiros, etc., nos povoamentos de resinosas, para melhorar a biodiversidade.

O facto de se limitar as intervenções nas áreas de proteção e de nos apoiarmos sobre as dinâmicas naturais da regeneração não deve significar deixar evoluir os povoamentos de forma natural, sem qualquer intervenção ou acompanhamento da sua evolução.

Assim, a seguir ao incêndio espera-se uma dinâmica da vegetação rápida que será necessário monitorizar periodicamente para que esta evolua no sentido desejado, sobretudo no que diz respeito ao desenvolvimento das exóticas invasoras que rapidamente se sobrepõem à vegetação autóctone. Deve ser dada particular atenção às áreas ardidas em datas anteriores onde o banco de sementes possa estar esgotado e onde a regeneração já demonstrava dificuldades de instalação. Nestas situações será importante considerar a regeneração assistida com sementes colhidas nas zonas envolventes não ardidas. Chama-se a atenção da necessidade de recolher o máximo de semente existente nos povoamentos não ardidos da zona para situações de assistência da regeneração natural onde ela se torne necessária. Nas áreas de transição esta poderá ser a forma de atuação devendo reservar-se a semente melhorada nos programas de melhoramento que incluem os pomares produtores de semente da Mata do Escaroupim para os talhões com dificuldade de regeneração das áreas de produção com elevado potencial produtivo. Havendo semente suficiente esta deve estender-se também aos melhores talhões da área de proteção/produção com dificuldades de regeneração natural.

As espécies mais resilientes pioneiras, nas quais se inclui o pinheiro bravo, são importantes para formar solo e à escala do decénio (10-20 anos) permitir a melhoria da composição com o aparecimento de algumas folhosas autóctones em mistura. Nas vertentes ESTE podem existir condições para o medronheiro, sobreiro, samouqueiros e outros carvalhos mais exigentes.

3.2.1.3 Compatibilizar a preservação da biodiversidade florestal com a produção de madeira

A compatibilização das funções de proteção/produção com a preservação da biodiversidade pode ser conseguida através da composição (mistura de espécies) e estratificação vertical do coberto por fases de desenvolvimento, introduzindo mosaicos de paisagens e habitats o mais diversificados possível no território em causa. Nas envolventes às áreas edificadas será de preconizar o uso preferencial de espécies como o sobreiro, em puro ou consociado com pinheiro manso ou bravo e outras folhosas. A grande limitação à introdução das folhosas será sempre o solo, na medida em que estas requerem solos mais estruturados e ricos em nutrientes e pH's, regra geral, próximos da neutralidade para um desenvolvimento adequado. Em situações pontuais de áreas com função social bem identificada poderão ser introduzidas folhosas mais exigentes em solo, bastando para isso considerar a incorporação de substratos orgânicos provenientes da compostagem dos resíduos sólidos urbanos biodegradáveis

disponibilizados a granel em alguns aterros sanitários urbanos, desde que obedçam à regulamentação existente para o efeito. Esta plantação deverá ser feita em covas com pelo menos 1,5x1,5x1m com substituição das areias pelo composto orgânico devidamente homologado para o efeito.

Importante manter as ilhas de senescência como forma de criar estratificação, propágulos e suporte para a biodiversidade.

Dependendo das zonas de atuação e do seu interesse/classificação em termos de conservação será importante preservar um subcoberto diversificado (manchas arbustivas e herbáceas), o que pode implicar condicionamentos a limpezas de matos, sem prejuízo da aplicação da orientação de gestão 63 – Reduzir risco de incêndio (RCM 115-A/2008 de 21 de julho), nomeadamente nas áreas assim identificadas nos respetivos PGF's.

Neste contexto será necessário desenvolver modelos de silvicultura adequados a cada tipo de habitat ou de espécie protegida, que incorpore as condicionantes específicas de cada um, e implementar medidas de recuperação e preservação dos núcleos de vegetação natural constituídos, essencialmente, por espécies florestais folhosas e arbustivas nativas e todos os exemplares dispersos e núcleos de espécies arbóreas pertencentes à flora natural da região.

3.2.1.4 Objetivos diversos tendo em conta a multifuncionalidade

Dependendo do objetivo assim se definem as formas de atuação. Quando o objetivo determinante é a proteção ou o acolhimento do público com produção como objetivo secundário a proteção/produção deve traduzir-se não pela otimização da produção mas pela manutenção dos ecossistemas florestais a longo prazo com a implementação de medidas de gestão que aumentem a saúde e a vitalidade desses ecossistemas com vista à sua perpetuação. Os cortes a existirem devem ser organizados em rotações longas por forma a haver reposição de nutrientes e proteção da estação. Esta silvicultura pressupõe uma

condução com menores densidades com limpezas fortes nas primeiras idades. A produção de madeira nestas condições será secundária.

Quando o objetivo determinante é a proteção os povoamentos têm como função a proteção física contra a erosão dunar e a preservação da biodiversidade, não apresentando qualquer objetivo de produção (franja florestal). A gestão destes espaços deve passar por (Sardin, 2009):

1. Deixar exprimir a evolução natural da vegetação
2. Deixar instalar a diversidade vegetal específica própria da sucessão ecológica da franja, condicionada pela riqueza do meio adjacente e propágulos disponíveis que melhorarão a sua capacidade de resiliência de acordo a dinâmica natural.
3. Limitar os impactos negativos quer em termos paisagísticos quer ecológicos ligados às infraestruturas e frequência do público.
4. Tratar a franja como ilha de senescência
5. Eliminar espécies exóticas que ameacem as espécies autóctones

Valores de uso direto e indireto

Nesta matéria é de referir o elevado potencial destas áreas no que diz respeito aos chamados serviços de ecossistema como a fixação das dunas, sequestro de carbono, proteção e conservação da biodiversidade, fruição estética, etc. Como bens de uso direto podemos referir produtos como a madeira, resina, biomassa e a cortiça e produtos complementares como os cogumelos silvestres, plantas aromáticas e medicinais que nas áreas protegidas devem estar associadas apenas à exploração apícola, frutos e bagas, para além da própria atividade de caça e pesca em áreas devidamente autorizadas para o efeito. A colheita de qualquer destes produtos deve estar devidamente regulamentada e assinalada no terreno, bem como as áreas interditas de defeso e conservação das espécies.

3.2.2 Os objetivos segundo o potencial produtivo nas áreas de proteção

3.2.2.1 Critérios de explorabilidade para o objetivo proteção/produção

A gestão a aplicar deve privilegiar a multifuncionalidade, com menor custo possível para a manutenção do ecossistema com objetivo de proteção ou acolhimento ao público. Neste sentido devem prever-se revoluções mais longas antes da explorabilidade física (60 a 80 anos). Em áreas de fertilidade mais elevada

e em situações especiais a idade de explorabilidade pode estender-se a 100-120 anos sem risco de declínio (Sardin, 2009).

Quando estão presentes espécies como os carvalhos e sobreiro a idade de explorabilidade deve rondar os 120 anos nas áreas proteção/produção ou explorabilidade física na franja florestal.

3.2.2.2 Critérios de explorabilidade para o objetivo de proteção ou preservação da biodiversidade

Privilegiar a dinâmica natural da vegetação aplicando uma silvicultura adequada às diferentes situações, com intervenções pontuais, no sentido de conduzir a massa no sentido desejado sobretudo no que ao desenvolvimento das infestantes diz respeito.

3.2.3 Gestão adaptativa apoiada em diagnósticos específicos

A gestão futura das matas passa por conhecer o estado da regeneração, sendo necessário monitorizar ao longo do tempo o seu estado evolutivo em termos de composição específica, quantidade, estado de desenvolvimento, saúde e distribuição. Todas as ações silvícolas a implementar devem ter por base este conhecimento prévio. Também a disponibilidade do banco de sementes deve ser considerada para se conseguir uma regeneração efetiva das áreas ardidas no mais curto espaço de tempo possível, devendo prever-se o recurso a sementeira artificial com proveniências locais como complemento. A monitorização deve ser encarada como uma ferramenta para a gestão adaptativa dos impactes (Partidário & Jesus, 2003).

Associado a esta monitorização do estado de desenvolvimento da regeneração deve ser implementado um inventário contínuo que permita conhecer as principais variáveis do povoamento e outra informação necessária para a gestão sustentada destas áreas.

3.2.3.1 Regeneração

Na fase de regeneração pós-fogo é importante monitorizar a regeneração natural, tendo particular atenção às espécies, distribuição, densidade, estado de desenvolvimentos e suficiência da mesma. Será necessário implementar parcelas de monitorização no terreno a longo prazo para o efeito. Deve prever-se a sementeira com semente proveniente da região como complemento da regeneração natural existente. Pretende-se um nível de regeneração suficiente, mas não excessivamente abundante e de preferência com mistura de espécies como carvalhos, sobreiros, medronheiros, samouqueiros, etc., sempre que as condições do solo o permitam, na medida em que são espécies mais exigentes. A manutenção das regenerações dentro de níveis considerados aceitáveis diminui os custos das limpezas de povoamento. Mais importante do que o número de plantas será a sua distribuição no terreno que deve ser o mais regular possível. As densidades recomendadas apontam para valores mínimos de 1000 a 1500 plantas de pinheiro bravo/ha quando o objetivo é a proteção/produção, e 750 a 1000 plantas de pinheiro bravo/ha, sem objetivo de produção (Sardin, 2009). Segundo o autor, os limites inferiores correspondem

ao número de plantas de regeneração de pinheiro bravo acompanhado de folhosas. São consideradas densidades insuficientes para o objetivo proteção/produção até 500 plantas/ha ou até 333 quando não há qualquer objetivo de produção.

Nas unidades de gestão em que o banco de sementes é escasso, devido à ocorrência de fogos frequentes ou mantidos com elevadas densidades “pelo-de-cão” (valores superiores a 1000 árvores aos 60-80 anos), será de prever a sementeira direta em linhas ou faixas espaçadas de 2,5 a 3m ou plantação em covacho, desde que alinhada, com os mesmos espaçamentos. Dependendo do desenvolvimento dos matos as áreas a semear podem ser submetidas à trituração prévia dos matos indesejáveis por faixas. Em áreas de proteção pode haver vantagem em manter áreas de pinhal disperso (quer jovem quer adulto) com subcoberto arbustivo e herbáceo.

3.2.3.2 Condução dos povoamentos

A condução a implementar nos povoamentos proteção/produção deverá ser ajustada com base na informação recolhida no inventário contínuo que permitirá avaliar o estado dos povoamentos ao longo do tempo. A silvicultura a aplicar deve ter por base as dinâmicas naturais e as medidas a implementar, nomeadamente limpezas e desbastes, devem ser baseadas em parâmetros de qualidade e desenvolvimento das massas florestais envolvidas, nomeadamente a altura dominante e densidade. Essa informação será útil para a calibração dos modelos existentes face às novas realidades em termos de objetivos de produção e condições de crescimento face às alterações climáticas. Devem ser adotadas práticas de silvicultura específicas para as situações em que se pretende compatibilizar a produção lenhosa com a conservação das espécies/habitas em níveis superiores ao normalmente considerado. A gestão sustentável destas áreas deve prever desmatações faseadas por faixas ou manchas; cortes faseados no tempo e no espaço, abertura de clareiras, etc. adotando-se um determinado nível de condicionamento ao corte de arvoredo, nomeadamente às atividades de desbaste e corte final.

3.2.3.3 Invasoras lenhosas

As invasoras lenhosas são uma constante ao longo das áreas de proteção sendo de esperar uma forte progressão nas áreas pós-fogo. As medidas de monitorização previstas na Tarefa 3.1 serão de extrema importância para o seu controlo a longo prazo. As principais invasoras lenhosas existentes são as Acácias, nomeadamente, a *Acacia melanoxylon*, *Acacia longifolia*, *Acacia dealbata* e *Acacia retinodes*, etc.. Sem prejuízo do estipulado anteriormente nesta matéria será necessário a longo prazo continuar com a sua monitorização e implementar medidas de controlo. As medidas devem passar pelo corte sistemático em épocas do ano que evitem a floração anual com vista à redução do banco de sementes e folhagem. A biomassa produzida poderá ser canalizada para aproveitamento energético. É importante manter este tipo de vegetação cortada rente ao solo para que outra vegetação se desenvolva progressivamente, com

aumento futuro da resiliência, uma vez que estas espécies produzem substâncias alelopáticas presentes nas folhas, flores e vagens que exercem efeitos inibitórios na vegetação circundante (Aguilera et al., 2015).

3.2.3.4 Proteção da biodiversidade a longo prazo

Nesta matéria as condicionantes e orientações de gestão previstas no Plano Setorial da Rede Natura 2000 terão de ser respeitadas sempre que esteja subjacente este tipo de classificação na área de intervenção bem como as condicionantes do Plano de Ordenamento da Orla Costeira, Relatório Nacional de Implementação da Diretiva Habitats, REN e PDM's. Nestas áreas são sobretudo as funções de proteção e conservação de habitats, recreio, enquadramento e estética da paisagem que predominam. Estas funções, como é referido ao nível do PGF, não deverão ser alvo de uma separação rígida por área, mas antes exercidas de forma integrada com graus de dominância relativa diversos.

A preservação das ilhas senescentes e áreas contíguas às áreas ardidas constituídas por espécies florestais autóctones ou naturalizadas, espécies folhosas e arbustivas nativas, e todos os exemplares dispersos e núcleos de espécies arbóreas pertencentes à flora natural da região são essenciais para assegurar a manutenção e conservação de habitats naturais e seminaturais, nomeadamente os classificados segundo a Diretiva Habitats. As espécies naturais produtoras de bagas devem ser incrementadas para a manutenção da biodiversidade bem como a criação de formações vegetais mistas com estruturas complexas.

Para a melhoria da biodiversidade deve-se implementar um mosaico de povoamentos e de habitats o mais diversificado possível à escala da paisagem. A diversidade pode ser conseguida com a alternância do tipo de povoamentos, da composição em espécies, mas também através da estratificação vertical do coberto mantendo no subcoberto espécies arbustivas e arbóreas com andares diferenciados muito dependente também do estado evolutivo da vegetação.

Conforme referido ao nível dos PGF's a aplicação das operações silvícolas devem ser executadas fora do período de reprodução das espécies sendo aconselhados os meses de setembro a fevereiro para o efeito. Em locais de presença de avifauna migradora outonal é importante evitar intervenções nos meses agosto a outubro.

As limpezas de matos devem ser planeadas por forma a haver consonância entre as ações necessárias de DFCI, proteção e defeso das espécies, acesso das espécies a meios húmidos existentes e defesa e conservação de habitats. Em zonas sensíveis para a conservação essas limpezas devem ser limitadas ao extremamente necessário.

O planeamento e gestão florestal têm de ter em linha de conta a manutenção permanente de corredores ecológicos de migração para fauna. Estes devem ser contínuos de modo a permitir, não só que migrações obrigatórias ocorram, mas também que estruturas populacionais complexas, tais como meta-populações,

se mantenham; adicionalmente, estas estruturas permitem que espécies com características mais residentes aumentem a sua área de distribuição, consigam procurar alimento ou fugir de predadores. Um esquema de monitorização de fauna sistemático e de longo prazo, permitirá perceber qual a estrutura populacional de cada espécie e planejar a melhor estrutura e conformação espacial do corredor (nalguns casos pode apenas ser necessário um rosário de habitats potenciais “ligados” por habitats *stepping stone*) de modo a ser funcional para todas as espécies presentes. O planeamento errado destas estruturas pode não resultar em benefício para as populações de fauna.

Zonas especiais de conservação

No que diz respeito à multifuncionalidade destas áreas de proteção/produção será necessário desenvolver modelos de organização territorial e de silvicultura adequados a cada tipo de habitat ou de espécie protegida, salvaguardando as condicionantes próprias de cada habitat/espécie a proteger. Deve ser efetuada a monitorização da recuperação destes habitats na situação pós-fogo com vista à definição de estratégias de atuação adaptativas para a sua plena reconstituição. Nesta matéria, devem ser previstos planos de recuperação a longo prazo que pressupõem mapeamento e monitorização ao longo do tempo.

3.3 Renovação dos povoamentos

3.3.1 Aposta na regeneração natural

A regeneração natural deverá ser a via preferencial de reflorestação das áreas ardidas de proteção/produção. Para tal é necessário que exista um banco de sementes no solo capaz de assegurar uma densidade adequada de espécies arbóreas e arbustivas nativas ou naturalizadas. Na situação pós-

incêndio serão de preservar as ilhas senescentes como fonte de semente e de abrigo, alimento, poiso e suporte para grandes ninhos.

3.3.1.1 Condução da regeneração natural

Diagnóstico da regeneração natural

Segundo Sardin (2009) uma regeneração natural de pinheiro bravo é considerada perfeitamente instalada quando se verificam as seguintes condições:

1. A densidade média observada é superior a 1000 a 1500 plantas/ha e
2. A proporção de áreas vazias é inferior a 20 % para densidades até 500 plantas/ha para o objetivo proteção/produção e até 333, sem qualquer tipo de produção.

Qualquer intervenção a definir dependerá dos resultados da monitorização que permitirá definir o grau de suficiência e desenvolvimento da mesma bem como a sua composição em termos de espécies.

Regeneração natural assistida

Sempre que a regeneração formada não atinja valores considerados satisfatórios deverá ser prevista a sementeira/plantação artificial, como complemento, com semente de proveniência local. Nos povoamentos de pinheiro bravo para proteção poderá prever-se a complementaridade também com a introdução de espécies folhosas como os carvalhos, sobreiro e arbustivas autóctones, mas também o pinheiro manso, em pequenos bosquetes ou faixas como forma de criação de composições mistas mais diversificadas e adequadas a biodiversidade e paisagisticamente mais interessantes. Nesta matéria pode ser interessante a participação cívica do público para efetuar estes complementos à regeneração desde que as áreas a plantar se encontrem devidamente identificadas e estejam planeados os esquemas de implementação. Face à dimensão das áreas ardidas em 2017 a quantidade de semente disponível localmente será reduzida sendo necessário implementar programas de colheita nos melhores fenótipos e o seu uso com parcimónia. Para tal é necessário usar métodos de sementeira direta em linhas espaçadas de 3m ou preferencialmente, a plantação em linha ou em covacho para maximizar a eficiência do uso da semente recolhida localmente e certificada em termos sanitários.

3.3.1.2 Corredores silvícolas

Como forma de introduzir descontinuidades, adequação à gestão silvícola, redução de combustível, mecanização das operações culturais e redução de custos devem ser implementados corredores silvícolas antes da limpeza de matos, quando esta se torne necessária, ou quando a regeneração atinge cerca de 1 m de altura. Os esquemas de espaçamento silvícola propostos nos PGF's das ML são bastante diversificados. Enquanto nas MNU e MNP as faixas de eliminação de combustível com largura de 3 a 4 m alternam com faixas de 60 a 70 cm de largura onde se procede à seleção da regeneração com vista à obtenção de densidades da ordem 1500 a 2000 árvores/hectare, na MNL as faixas de limpeza total da

vegetação variam de 1 a 2 m, dependendo da classe de qualidade, alternando com faixas de 1m de largura onde se procede a seleção da regeneração de pinheiro bravo. Nesta última situação a dimensão da faixa livre de vegetação não permite a modernização da gestão com introdução de mecanização onde ela seja possível e aconselhável tendo o cuidado de não usar equipamentos pesados. Em matéria de regeneração pós-fogo a experiência diz-nos que esta pode não atingir densidades satisfatórias, principalmente quando os povoamentos precedentes eram jovens ou demasiado esparsos ou com densidades excessivas pelo que deverão ser usadas faixas com vegetação com larguras superiores a estes valores para nos aproximarmos das densidades desejadas (pelo menos 900 árvores/ha na área de proteção/produção). A largura das faixas de vegetação deve adaptar-se à densidade da regeneração sendo tanto mais larga quanto menor for essa densidade, alternando com corredores silvícolas com 2 m de largura e corredores de exploração com 3 a 4 m com uma cadência ajustável de cerca de 12 a 15 m. Em alternativa as faixas de vegetação, de largura variável, poderão alternar com faixas ou corredores silvícolas de 3 m de largura que funcionarão simultaneamente como corredores de exploração. Na região das Landes o dispositivo aconselhado consiste em limpar faixas de 2 m de largura que alternam com 4 m de faixa arborizada (Sardin, 2009). Na altura do 1º desbaste estabelecem os corredores de exploração com 4 m de largura, alargando alguns corredores silvícolas de 1 m para cada lado, ficando os eixos centrais dos corredores de exploração espaçados de 12 m.

3.3.1.3 Limpezas intra e interespecíficas

A dinâmica da vegetação e a consequente competição que se estabelece entre a vegetação arbustiva e arbórea deve determinar o início das primeiras limpezas, quer interespecíficas quer intraespecíficas, normalmente entre os 3 e os 6 anos de idade. As limpezas intraespecíficas ocorrem nas fases de nascido e novedio das regenerações. A primeira limpeza de matos deve coincidir com a primeira limpeza de povoamento e com o estabelecimento dos corredores silvícolas. A dinâmica própria da vegetação, risco, objetivo de preservação e a componente económica determinarão as atuações futuras nesta matéria. Nestas fases é necessário gerir a competição por forma a garantir o sucesso das regenerações naturais e a conservação de habitats. A vegetação de acompanhamento com interesse como o medronheiro, samouco, carvalho, sobreiro, loureiro, etc., deve ser mantida na medida do possível. Deve ser dada particular atenção às áreas onde as invasoras lenhosas estão presentes devendo estas ser cortadas rente ao solo, ou arrancadas, antes da floração anual. Nestas situações a manutenção dos matos autóctones no seu entorno é relevante para evitar a sua dispersão pelo que as respetivas limpezas devem ser condicionadas ou mesmo evitadas. Deve ser dada também particular atenção à gestão dos habitats classificados onde as limpezas de matos e corte de árvores deverão ser limitadas ao extremamente necessário ou mesmo evitadas, dependendo das situações. De acordo com a densidade da regeneração natural obtida podem ser consideradas 1 ou 2 limpezas de povoamento a aplicar. Assim, quando a

regeneração é densa (>10000 árvores/ha) devem ser previstas 2 limpezas, a primeira quando as árvores têm cerca de 1m de altura e a segunda por volta dos 3 a 4 m de altura. Contudo quando a regeneração é média a baixa (1500 a 10000 árvores/ha) deve ser aplicada apenas uma limpeza, por questões de viabilidade económica, quando as árvores atingem cerca de 2 a 4 m de altura (Sardin, 2009).

Nas áreas de proteção/produção os corredores devem ser limpos de vegetação ao longo do tempo com destroçadores por forma a manter descontinuidades no espaço e no tempo, alternando faixas ou manchas de vegetação com faixas cortadas.

3.3.1.4 Desbastes

Os desbastes aplicam-se apenas nas zonas de proteção/produção e visam a seleção dos melhores fenótipos que se manterão como árvores de futuro e a gestão da competição no seu entorno por forma a conseguir-se uma boa estabilidade das árvores, minimizando os riscos associados a intempéries, bióticos e taxas razoáveis de crescimento para produção de madeira como complemento, para além da sua função como sementões para assegurar a regeneração futura destas áreas. Nas áreas de proteção o doseamento da competição pela luz pode ser importante para a manutenção de determinadas espécies no sub-bosque devendo o grau e tipo de desbaste a aplicar ser ajustado às condicionantes da manutenção e conservação da biodiversidade e de habitats. Na gestão destas regenerações naturais o desbaste pelo alto misto pode adequar-se na medida em que assegura a perpetuidade dos povoamentos pela via da regeneração natural e a sua sustentabilidade, proporcionando condições para uma maior diversidade florística e uma estrutura mais diversificada importante para a biodiversidade. Estes desbastes darão origem no final da revolução a cortes de regeneração sucessivos ou progressivos para assegurar a renovação natural destas zonas.

3.3.1.5 Medidas de silvicultura que ajudem a minimizar a progressão de espécies exóticas invasoras

Para além do já indicado anteriormente existem outras medidas de silvicultura que devem ser também consideradas, nomeadamente, o adensamento da vegetação mantendo compassos mais apertados no entorno das manchas ocupadas por invasoras lenhosas com vista à sua contenção, a plantação de espécies como o pinheiro manso em densidades apertadas no interior das manchas, após o corte rente das mesmas ou a sua gradagem, para ensombramento. Para exemplares infestantes que atinjam alguma dimensão preconiza-se o seu corte e a destruição do respetivo cepo com uma broca destroçadora de cepos seguida da plantação densa para adequado ensombramento.

3.3.2 Regeneração artificial

Preferencialmente, a regeneração artificial deve ser reservada para as unidades de gestão que têm como objetivo principal a produção, quando o banco de semente se encontre esgotado, recorrendo neste caso a material melhorado originário do local como os pomares produtores de semente da Mata de Escaroupim. Nas unidades de gestão proteção/produção, na situação pós-fogo, pode haver áreas em que

a regeneração natural se mostre difícil devido ao esgotamento do banco de sementes. Nestas situações, e sobretudo onde historicamente a produção manifestou alguma qualidade, pode prever-se a rearborização com plantas produzidas a partir de sementes colhidas localmente nos melhores locais nas imediações das áreas ardidas. Deve planejar-se também, com recurso a plantação manual, a implementação de espécies da flora nativa como os carvalhos, sobreiro e pinheiro manso, em povoamentos puros ou mistos, em locais onde não se verifique regeneração natural suficiente, juntamente com algumas arbustivas como o medronheiro, folhado, samouco, loureiro, lentisco, etc., como espécies secundárias de acompanhamento do sub-bosque. Estas plantações podem ser feitas com a participação cívica, mas devem ser planeadas antecipadamente no que diz respeito às áreas e às espécies a plantar, esquemas de plantação em concordância com a restante área arborizada e respetivas estruturas e compassos de plantação por forma a integrar estas ações nos objetivos gerais da gestão. Junto a áreas edificadas e de acolhimento ao público deve-se enveredar por espécies mais resilientes ao fogo como os carvalhos e o sobreiro, formando povoamentos puros ou mistos entre eles ou com o pinheiro manso, sempre que possível, não sendo de excluir o bravo. Estas plantações devem prever espécies de acompanhamento arbustivas e de pequenas árvores no sub-bosque produtoras de bagas e sementes, comestíveis ou não, atrativas para a biodiversidade e os visitantes. O solo arenoso será o principal entrave à introdução das folhosas mais exigentes em solo podendo não haver condições para a sua instalação.

3.4 Conservar/gerir habitats sensíveis: ecossistemas aquáticos e ribeirinhos

3.4.1 Criação de Zonas Especiais de Conservação (ZEC)

Nas Bases de Ordenamento do Centro Litoral estão caracterizadas as áreas sensíveis para conservação na região PROF Centro Litoral. São caracterizadas, de forma sumária, as áreas protegidas e as áreas classificadas de acordo com os critérios da Rede Natura 2000, que integra os sítios classificados ao abrigo das diretivas "Aves" (79/409/CEE), os "Habitats" (92/43/CEE) tendo ainda sido consideradas as Zonas Importantes para as Aves (ZIA) (Costa et al., 2003). Neste documento é dada uma perspetiva global, no âmbito da região PROF, para as principais áreas de intervenção no que concerne à conservação de habitats e espécies faunísticas com valor de conservação. Com efeito, na conservação de habitats aquáticos e ribeirinhos estão identificados Turfeiras, Pauis, Vegetação ribeirinha, Pântanos, Águas não costeiras (Águas paradas, Águas correntes) e listadas diversas espécies com estatuto de ameaça, segundo a IUCN (2018), da flora e fauna (mamíferos, aves, anfíbios, répteis, peixes).

No presente Programa deverá ser equacionada a criação de Zonas Especiais de Conservação que deverão integrar os habitats aquáticos e ribeirinhos nas Matas Litorais que, após a ocorrência dos grandes fogos, mantêm a integridade ecológica e definidas medidas “pós-fogo” que visem a sua preservação. Estas ZEC

poderão envolver, a curto e longo prazo, outras áreas sensíveis que mediante ações de reabilitação/melhoria recuperem funções e serviços anteriormente identificados.

3.4.2 Criação de Zonas de proteção/reserva pesca

No Plano Regional de Ordenamento Florestal do Centro Litoral está definido um conjunto de Objetivos específicos e medidas a implementar, entre as quais consta o Objetivo 3: Desenvolver a prática da pesca nas águas interiores associada ao aproveitamento para recreio nos espaços florestais, através de a) Identificar as zonas com bom potencial para o desenvolvimento da atividade da pesca e desenvolver o ordenamento dos recursos piscícolas; e b) Identificar zonas prioritárias para a pesca identificadas no inventário, com infraestruturas de apoio (ex. acessos e pontos de pesca) e criar zonas concessionadas para a pesca.

Tendo em conta os efeitos dos fogos e o cenário atual ao nível dos recursos aquícolas, importa avaliar o potencial existente para a pesca lúdica e desportiva num quadro de sustentabilidade. Neste enquadramento, deverão ser aplicadas as ferramentas mais apropriadas para a correta gestão e ordenamento das massas hídricas presentes nas Matas do Litoral, com a criação por exemplo de Zonas de Proteção e Zonas de pesca lúdica e desportiva.

3.4.3 Reabilitação e/ou melhoria de zonas sensíveis afetadas

Nas Bases de Ordenamento do Centro Litoral é referenciado o estado de conservação dos ecossistemas fluviais dando indicações relativamente desfavoráveis no que respeita ao estado de degradação dos cursos de água (INAG 2002). À data, é referenciado que apenas 7% dos troços estão classificados como ‘troços pouco modificados e de grande interesse biológico’. Por sua vez, no PROF do Centro Litoral, a necessidade de recuperar ecossistemas aquáticos e ribeirinhos é um alvo referenciado, e identificado no Objetivo 4: Recuperar os troços fluviais degradados, onde são inclusive apresentadas diversas medidas: a) Controlar a qualidade e classificação das águas e habitats de acordo com as espécies existentes e as potencialidades do meio; b) Arborizar as linhas de água com espécies ripícolas; c) Fiscalizar, prevenir e minimizar os impactes de efluentes resultantes de suiniculturas, aviários, etc. e d) Promover o controle das espécies invasoras ao longo das linhas de água.

O Programa de Recuperação das Matas Litorais deverá privilegiar as áreas sensíveis de conservação que foram afetadas pelos grandes fogos. Nesta medida, devem ser envolvidas técnicas de bioengenharia natural num conjunto de habitats prioritários no sentido de recuperar as funções e serviços outrora desempenhados por estes ecossistemas. Importa referenciar que deverá ser estabelecida a devida articulação com estudos prévios realizados para a região, como por exemplo o “Estudo Estratégico para Intervenções de Reabilitação na Rede Hidrográfica da ARH do Centro” (Maia et al., 2013) realizado no âmbito da reabilitação das linhas de água das bacias hidrográficas na área de jurisdição da ARH do Centro

(RH4) com o objetivo de contribuir para a implementação da Diretiva Quadro da Água (DQA) e da Lei da Água (Lei n.º 58/2005 de 29 de dezembro, na sua última redação dada pela Lei n.º 130/2012, de 22 de junho), que estabelece que todas as intervenções devem ser alvo de um processo de planeamento, onde são definidos os objetivos e medidas que visam obter o bom estado ou o bom potencial das massas de água.

Paralelamente será de equacionar a criação de áreas experimentais no território, como por exemplo laboratórios de rios com o intuito de replicar a demonstração dum conjunto de boas práticas na reabilitação de habitats aquáticos e ribeirinhos.

3.4.4 Monitorização

3.4.4.1 Avaliação da continuidade fluvial

A avaliação da continuidade dos corredores fluviais tornou-se uma questão central no estudo das migrações das espécies piscícolas. A continuidade ecológica dos rios é definida, no âmbito da DQA, pela livre circulação de espécies biológicas e transporte eficiente de sedimentos naturais. Nos Planos de Gestão de Bacia Hidrográfica de Portugal (APA 2014, 2015) e mais propriamente aa Região Hidrográfica 4 - Vouga, Mondego e Lis, estão referenciadas respetivamente 31 e 43 grandes e pequenas barragens. Os obstáculos transversais compreendem níveis de transponibilidade diferentes para as espécies piscícolas presentes.

Nesta conformidade, o Programa deverá contemplar a monitorização das intervenções com base na aplicação do ICF - Índice de Continuidade Fluvial (Solà et.al., 2011; Bochechas, 2014), para a classificação das estruturas artificiais, de acordo com o seu potencial como obstáculo para a ictiofauna. A aplicação do ICF permite perceber a permeabilidade de uma dada barreira para espécies ictíicas, no entanto, fá-lo de modo isolado, negligenciando o impacto cumulativo, muitas vezes dependente de características puramente topológicas que têm impacto na conectividade funcional do sistema, de várias barreiras (impacto este, que embora cumulativo pode mesmo ter efeitos sinérgicos em termos de conectividade funcional). Deste modo aconselha-se também o uso de métricas tais como o IIC (Integral Index of Connectivity) e a PC (Probability of Connectivity) (Pascual-Hortal & Saura 2006; Saura & Pascual-Hortal 2007; Saura & Torn 2009; Saura & Rubio 2010). Deste modo é ainda importante estabelecer, quando possível, se a permeabilidade das barreiras é assimétrica consoante a direção do movimento e consoante a espécie. De qualquer forma, qualquer barreira que tenha qualquer impacto na livre circulação de espécies ictíicas deve ser intervencionada de modo a aumentar a conectividade do sistema.

3.4.4.2 Monitorização da qualidade da água

A Diretiva 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 23 de outubro de 2000 (DQA), transposta para a ordem jurídica nacional através da Lei nº 58/2005, de 29 de dezembro (Lei da Água) e do Decreto-Lei nº 77/2006, de 30 de março, estabelece que os Estados-Membros deverão proteger,

melhorar e recuperar as massas de águas superficiais e subterrâneas com o objetivo ambiental de alcançar um BOM ESTADO das águas (Artigo 4º, DQA). O BOM ESTADO das águas de superfície é o estado em que se encontra uma massa de água quando os seus estados ecológicos e químico são considerados como pelo menos, “BONS”. Existem programas de monitorização das águas de vigilância, operacional e, em certos casos, de investigação que permitem a classificação do estado ecológico, ou quando aplicável do potencial ecológico, bem como do estado químico.

No âmbito da DQA entre as zonas designadas como protegidas constam as zonas designadas para a proteção de habitats ou de espécies em que o estado das águas seja um fator importante de proteção, incluindo os sítios relevantes da Rede Natura 2000, designados de acordo com as Diretivas 92/43/CEE, que compreendem áreas sensíveis das matas litorais.

O Programa de Recuperação das Matas Litorais, no que respeita à qualidade da água, deverá estar devidamente enquadrado e se possível, fazer parte das estratégias e programas de monitorização definidas pela Agência Portuguesa do Ambiente.

Monitorização dos habitats ripários e aquáticos

No âmbito dos trabalhos de implementação da DQA em Portugal o método River Habitat Survey (RHS) (Environment Agency, 2003) foi adotado como ferramenta de caracterização e monitorização de massas de água da categoria Rios no que respeita ao elemento de qualidade hidromorfológica. Nesta conformidade e em articulação com a APA, a monitorização global dos habitats ripários e aquáticos deverá ser realizada através do recurso ao River Habitat Survey (RHS) e/ou doutros protocolos mais específicos, nomeadamente relacionados com aspetos particulares que envolvam, por exemplo, a eliminação de espécies invasoras da cortina ripária ou melhoria do habitat aquático.

Monitorização das comunidades de organismos e seleção de espécies indicadoras

A monitorização das comunidades de organismos a realizar no âmbito do Programa deve enquadrar-se na monitorização efetuada pela APA, cujas metodologias estão definidas nos Manuais para a avaliação biológica da qualidade da água em sistemas fluviais segundo a DQA, nomeadamente para os peixes, invertebrados, fitoplâncton e outra flora aquática (INAG 2008a, b, c, d, e). Paralelamente poderão ser aplicadas metodologias complementares orientadas para grupos faunísticos/espécies listadas pela IUCN/Livro Vermelho dos Vertebrados com estatuto de ameaça e/ou espécies identificadas como indicadoras da qualidade biológica do meio natural.

3.5 Conservar/gerir outros habitats e zonas sensíveis

A existência de áreas concessionadas para a atividade cinegética, como sejam as Zonas de Caça Municipais, deve ser considerada como uma mais-valia na promoção da diversidade, na medida em que

a gestão da fauna cinegética pode promover, simultaneamente, uma melhoria de habitat para muitas outras espécies. Nesse sentido e em concordância com outras medidas, deve ser preparado um programa específico para estas áreas, sobretudo no que concerne ao controlo/erradicação de espécies invasoras, a começar pelas áreas de maior interesse para a conservação, nomeadamente as que se inserem na Reserva Ecológica Nacional e sobretudo na Rede Natura 2000, como é o caso da Mata de Quiaios (Resolução do Conselho de Ministros n.º 76/2000, de 5 de julho). Para qualquer dos casos, estão também presentes sistemas dunares, de grande sensibilidade ecológica (Granja et al., 2000; Acosta et al., 2005) que, pelo risco associado à pressão antrópica, carecem de maior atenção.

3.5.1 Ações a desenvolver

As atividades a desenvolver indicadas são sobretudo no âmbito das espécies cinegéticas. Contudo, devem ter em conta todas as limitações inerentes às restantes espécies de fauna, nomeadamente as que possuem um estatuto de proteção igual ou superior ao “Vulnerável”. Assim, de um modo geral indicam-se ações que devem ser desenvolvidas a par com outras medidas no sentido de integrar o mais possível as diferentes abordagens à gestão dos espaços florestais:

- Prever a possibilidade de atividade cinegética ao longo de estruturas de DFCI relativas à rede primária.
- Valorizar a utilização de espécies como pinheiro bravo e quercíneas autóctones com vista à disponibilização de massas florestais adequadas a algumas espécies cinegéticas, nomeadamente o Pombo-bravo ou a Tordoveia
- Impedir a utilização do cordão dunar para fins cinegéticos, nomeadamente as áreas destinadas ao desenvolvimento de vegetação natural que vise a proteção das dunas, devendo estas áreas ser consideradas como áreas de reserva, contribuindo deste modo para a sustentabilidade das populações cinegéticas.

3.5.1.1 Zonas de caça e áreas de proteção/reserva de caça

As diferentes estruturas de recreio e/ou lúdicas a implementar nas áreas afetas às Matas do Litoral constituem, do ponto de vista da gestão da caça, excelentes oportunidades para criar refúgio e zonas de reserva, tendo em conta toda a área envolvente às referidas estruturas, mencionadas nos respetivos PGFs (cf. Ferreira, 2010; Gomes et al., 2010; Silva, 2010). Neste sentido, as várias Zonas de Caça devem ter em conta os habitats mais sensíveis e ajustar as zonas de proteção e de reserva temporária de caça em consonância com esses habitats.

Caracterização dos habitats e da vegetação, inventário de espécies e das ações antropogénicas

A caracterização dos habitats nas áreas integrantes das Matas Nacionais do litoral centro, designadamente as de Pedrógão, do Urso, das Dunas de Quiaios e do Pinhal de Leiria, deverá ser atualizada tendo em conta a alteração resultante dos incêndios, bem como da regeneração natural daí

resultante, bem como das propostas a definir pelo presente documento. Esta caracterização visa atualizar também o potencial cinegético das diferentes Zonas de Caça, com vista à sustentabilidade das populações cinegéticas. Para além dos habitats, as próprias populações das diferentes espécies cinegéticas devem ser quantificadas, nomeadamente as espécies de caça menor, dado que têm revelado ser as de maior interesse económico (PROF_CL, 2006).

Mapeamento dos habitats e das áreas com interesse de conservação/ proteção e para fins cinegéticos

Tendo em conta o incêndio de 2017, entende-se necessário adaptar a cartografia de habitats, na medida em que as espécies invasoras, previsivelmente, aumentarão a sua área de distribuição e as espécies mais sensíveis aos fogos terão uma tendência inversa. Esta alteração leva a modificações importantes da disponibilidade de habitats para as espécies cinegéticas. O mapeamento dos habitats deve, assim, considerar a aptidão dos diferentes tipos de vegetação e locais para a proteção de espécies sensíveis (Cabral et al., 2005), nomeadamente as que apresentam estatuto de conservação “vulnerável” ou superior.

Planos de proteção contra incêndios e importância das zonas de proteção/reserva na propagação do fogo

Os planos de Defesa da Floresta Contra Incêndios (DFCI) podem ter um papel relevante na gestão cinegética, pela necessidade de criar descontinuidade na vegetação, de acordo com o Decreto-lei nº 124/2006, permitirem criar habitat favorável para as espécies cinegéticas, quer pelo corte sistemático da vegetação, quer pela possibilidade de instalar pastagens e/ou plantas diferentes nas faixas da rede gestão de combustível. O corte sistemático da vegetação nestas faixas cria condições favoráveis às espécies de caça menor, como o Coelho-bravo e a Lebre. Paralelamente, deve ser evitado o destroçamento/limpeza de matos de forma contínua em extensas áreas, por forma a permitir a existência de pequenas áreas de refúgio, para a fauna, nomeadamente espécies cinegéticas do solo.

3.5.1.2 Zonas de caça

As Matas do Litoral encontram-se também ordenadas em termos de regime cinegético, encontrando-se todas inseridas em Zonas de Caça Municipal (ZCM), nomeadamente as ZCMs de Quiaios, para a mata com o mesmo nome, as do Carriço, da Guia, do Coimbrão, Marinhense e de Vieira de Leiria para as matas de Pedrógão e do Urso e as Zonas de Vieira de Leiria e Marinha Grande para a mata de Leiria. Estas zonas,

pelo facto de considerarem a maximização do número de caçadores no exercício da sua atividade, constituem também uma mais-valia para a região (PMDFCI MG, 2015).

Caracterização da ocupação do solo e das populações cinegéticas

Neste contexto, pretende-se que haja uma atualização periódica do tipo de ocupação do solo, bem como das características da vegetação/habitats, com uma periodicidade ajustada à própria gestão dos combustíveis, com o intuito de melhorar a atividade cinegética e proporcionar melhor qualidade de habitat à fauna, sobretudo às espécies cinegéticas. A caracterização deve ter em conta a continuidade horizontal, devendo ser promovida a compartimentação da vegetação, sobretudo a do sub-bosque.

3.5.2 Propostas de Melhoria e Gestão

Na sequência dos eventos de 2017, deverá ter-se em conta a oportunidade para corrigir alguns aspetos da gestão cinegética e da fauna de um modo geral, no sentido de maximizar a diversidade e simultaneamente proporcionar melhores características para os animais, reduzindo os riscos de perturbações graves, nomeadamente:

- Criação de Zonas especiais de conservação/proteção
- Melhoria de Zonas de proteção/reserva temporária de caça
- Reabilitação e/ou melhoria de zonas sensíveis afetadas
- Corredores de contacto entre as populações de diferentes zonas, aumentando a eficiência da dispersão da fauna cinegética e outra

3.5.3 Monitorização

As espécies cinegéticas, dada a sua importância tanto lúdica/desportiva como económica merecem uma atenção reforçada nas áreas sob alçada do Estado, devendo por isso ser considerada a implementação de um sistema de monitorização que permita, numa base anual ou plurianual, obter dados suficientes para conhecer as populações cinegéticas e respetivas tendências de abundância, de modo a permitir ajustes nos planos de exploração.

3.5.3.1 Monitorização das espécies cinegéticas e não cinegéticas com interesse

As espécies cinegéticas devem ter um sistema de monitorização duplo, de forma a permitir uma melhor perceção da variação de abundância e antecipar eventuais riscos de sobre exploração ou de excesso de carga, aumentando a sustentabilidade das populações através da gestão. Assim, considera-se que é necessário proceder a censos (Telleria, 1986; Begon et al, 2006; Pierce et al., 2012) de acordo com os ciclos de renovação das concessões, sendo mais interessante efetuar contagens um ano antes do término da concessão e um ano após o início da renovação de concessão. Deste modo, os dados obtidos permitem aferir os resultados que vão sendo obtidos nos períodos de exploração e ir confrontando com os

resultados obtidos em cada ano. Paralelamente, interessa desenvolver também um plano de monitorização de base anual, que pode ser ajustado com os planos de vigilância de incêndios, de modo a obter índices de abundância, nomeadamente Índices Quilométricos de Abundância (Ballesteros et al., 1998; Pierce et al., 2012). Esta metodologia permite também obter dados sobre espécies não cinegéticas. Contudo, para espécies aquáticas podem ser mais indicados métodos pontuais de abundância (Telleria, 1986; Pierce et al, 2012).

3.5.3.2 Monitorização da qualidade sanitária de espécies cinegéticas e não cinegéticas com efeitos sobre a caça

No início de cada temporada, os caçadores devem ser alertados para a necessidade de verificarem e declararem animais vistos ou abatidos com evidência de problemas sanitários, incluindo a sua localização. De igual modo, deve ser protocolada com cada município afeto às diversas Zonas de Caça existentes nas Matas Nacionais, a vistoria de peças de caça sempre que houver suspeita de problemas sanitários, devendo ser obrigatória essa vistoria no caso de montarias.

4. Modelos de silvicultura para as áreas de recreio e turismo

4.1 Revisão bibliográfica geral

4.1.1 Análise documental e dos PGFs (Mata Nacional de Leiria, Matas Nacionais do Urso/Pedrógão, Mata Nacional das Dunas de Quiaios)

No âmbito da análise de documental pesquisada até ao momento, tivemos acesso apenas aos Planos de Gestão Florestal (PGF's) das Mata Nacional de Leiria, Matas Nacionais do Urso/Pedrógão e Mata Nacional das Dunas de Quiaios, que relativamente às áreas de equipamentos de turismo e recreio, apenas nos indicam a sua localização relativamente aos talhões onde se inserem. Não fazem qualquer referência, ao seu enquadramento paisagístico, à sua caracterização florística, nem ao planeamento da sua gestão, infraestruturas, visitação e acessos.

Para além destes documentos, conseguimos aceder ao Relatório de Fim do Curso do aluno Luis Rodrigues, do curso de Engenharia Florestal e dos Recursos Naturais, do Instituto Superior de Agronomia. Este trabalho, realizado em 2005, permite-nos fazer uma abordagem acerca de algumas características que enquadram importantes áreas de recreio da Mata Nacional de Leiria, como o Ribeiro de Moel e o Tromelgo.

4.1.1.1 Ribeiro de Moel

No percurso dos parques de merendas ao longo do Ribeiro de Moel, há que distinguir o troço atingido pelo incêndio de 15 de Outubro, do troço que não ardeu. Este último troço, a que faremos referência mais

adiante, abrange desde o talhão 247 ao talhão 250, já muito próximo do mar. O troço do ribeiro que vai do talhão 261 ao talhão 264 constitui área ardida (necessidade de realizar confirmação no terreno).

Baseando-nos na caracterização efetuada por Rodrigues (2005), iremos começar por referir alguns detalhes acerca das existências representativas dos talhões afetados e que possam constituir um contributo para a reabilitação, não só destes talhões da mata, como do próprio enquadramento dos parques de merendas aqui inseridos. Posteriormente, pretendemos fazer alusão aos talhões do Ribeiro não afetados, sugerindo algumas intervenções preventivas.

Talhão 264: A parcela 1 deste talhão “caracteriza-se por ser uma zona plana onde existe um povoamento misto de *Betula celtiberica* e *Alnus glutinosa*, com dominância para a primeira espécie. Ocorrem indivíduos de médio a grande porte de *Laurus nobilis*, observando-se abundante regeneração dos mesmos. No canto montante existem dois exemplares de *Quercus robur* de porte considerável, tendo o maior 54 cm de DAP e 33,5m de altura. Distinguem-se a pouca distância do curso de água, três exemplares de *Fagus sylvatica*, conferindo ao local elevada singularidade e invulgar beleza. Junto às pequenas nascentes de água também ocorrem alguns *Rhamnus frangula*. Na envolvência da encosta desta área, nas cotas inferiores e com algum espaçamento observam-se exemplares de *Q. robur* com diâmetros médios”.

Já na parcela 3, “numa extensão mais a Sul, em pleno pinhal, ocorre abundante regeneração natural de *Q. robur* com cerca de 1 a 4m de altura média. Esta espécie apresenta igualmente uma boa representação na parcela 4, destacando-se um indivíduo 75cm de DAP e 23m de altura. Salienta-se também a existência dois exemplares de *Ulmus pumila*, em muito bom estado fisiológico, ladeado por *Quercus palustris* e *Fagus sylvatica*”.

Talhão 263: neste talhão destaca-se a presença de alguns pujantes exemplares de *Ulmus procera*, sobressaindo na parcela 1, um indivíduo com 41cm de DAP e 35,5m de altura. Também na parcela 3 existe uma linha de três exemplares de bom porte, acompanhados por um indivíduo de *Acer negundo*. Regista-se alguma abundância de *Rhamnus frangula*, acompanhado por loureiro e *Alnus glutinosa*. Nas encostas surgem alguns exemplares de *Q. robur* de porte significativo.

Talhão 262: na parcela 1 deste talhão, dominado essencialmente, por *A. dealbata*, surge um exemplar de *Tilia cordata*, constituindo o de maior porte de todos os existentes nas margens do Ribeiro de Moel. Apresenta um excelente estado vegetativo, possui 44 cm de DAP e 25,8m de altura e confere ao local um

elevado valor paisagístico. “Poderá esta essência vir a ser merecedora de fomento nestas margens”. Surgem aqui também bons exemplares de carvalho alvarinho.

Na parcela 2 também surgem três exemplares de *Tilia cordata*, embora bastante condicionados pelas invasoras exóticas. Perto das tílias surge um exemplar de *Q. faginea* e um quarteto de *Q. rubra*.

A parcela 3 insere a área do vale pertencente à designada Fonte dos Amieiros, fazendo jus à composição florística envolvente. Aqui predominam o *Alnus glutinosa* e *Rhamnus frangula*.

Talhão 261: A parcela 1 deste talhão é essencialmente preenchida por *E. globulus* de porte considerável, de forma uniforme e a compasso largo. Sob a suas copas, o domínio é da *A. melanoxylon* e *A. dealbata*. Pontualmente vão surgindo alguns amieiros.

Já na parcela 2 existem exemplares de muito elevado porte, tanto de *Q. robur*, como de *A. melanoxylon*, sendo que os carvalhos se localizam predominantemente na encosta.

Situa-se aqui a Fonte da Felicia, onde existe um grande exemplar de *Ligustrum lucidum*, o qual apresenta 33 cm de DAP e 23m de altura. Encontram-se também pequenos exemplares de *Cercis siliquastrum*.

4.1.1.2 Tromelgo

Relativamente á área de recreio e Parque de Merendas do Tromelgo, a abordagem que iremos fazer será apenas descritiva do Parque de Merendas propriamente dito e da sua envolvência. Enquanto o Ribeiro de Moel, enquadra um conjunto de áreas de recreio constituídas por uma sequência de parques de merendas ao longo do curso de água, o Tromelgo, apesar de ter possuído um viveiro e ter muitos atributos, apenas constitui uma área de recreio, abrangendo as parcelas 2, 3 e 4. Será apenas sobre estas parcelas que será caracterizado este local, o qual já foi visitado após o incêndio de 15 de Outubro. Desta forma, à descrição efetuada por Rodrigues (2005) serão tecidos alguns comentários respeitantes ao que foi observado a 3 de Junho de 2018. Contudo, nova visita será realizada entre 15 e 17 de Julho com o objetivo de monitorizar e confirmar detalhes.

Rodrigues (2005) refere a existência de soberbos *Eucalyptus globulus* ssp. *bicostata*, *Eucalyptus globulus* ssp. *globulus* e um *Eucalyptus linearis*, os quais não aparentam, para já, ter sido afetados pelo incêndio.

“Uma raridade ocorre perto da pequena ponte, parecendo corresponder a um *Quercus petraea*, com um DAP de 65cm e uma altura de 19 m. Denotando muito boa adaptabilidade às características ecológicas do local, seria de estimular a sua mais profícua multiplicação” (Rodrigues, 2005). Assinala-se também a presença dum *Q. faginea* de médio porte e relativamente boa conformação, assim como, um pequeno

indivíduo de *Araucaria angustifolia*, provavelmente descendente de outros grandes exemplares existentes mais a jusante do Tromelgo.

Dois exemplares de *Liriodendron tulipifera*, constituindo, pelo seu porte e beleza, focos de elevado destaque. Estes indivíduos apresentam respetivamente 1,14m de DAP e 33,5m de altura e 1,06m de DAP e 35,5m de altura. Saliente-se que estes dois belos exemplares resistiram ao fogo, embora alguns ramos tenham sido afetados, pelo que serão aconselhadas algumas desramas no sentido de incrementar vigor aos ramos sobreviventes.

Também se observam dois exemplares de *Carya alba*, únicos em toda a MNL. Estes dois indivíduos têm uma beleza singular, apresentam-se em muito bom estado vegetativo e o de maior porte tem 46 cm de DAP e 24 m de altura. “Pela demonstração da sua adaptabilidade, esta essência poderia estar mais disseminada na MNL. Outra espécie com uma presença representativa é a *Quercus palustris*, mostrando uma excelente adaptabilidade ecológica”. O carvalho de melhor porte e conformação apresenta 38 cm de DAP e 22 m de altura.

“Nos locais onde a provisão de água é mais elevada, surge uma das essências que imprime um elevado requinte florístico a este espaço, a *Taxodium distichum*, cujo exemplar de maior porte apresenta, 59 cm e 30m de altura. Nas suas imediações surgem também outros exemplares de *Liriodendron tulipifera* e *Cupressus lusitânica*, possuindo o indivíduo de porte superior desta espécie cerca 64 cm de DAP e 31m de altura.” Nestas imediações surgem também exemplares de *Araucaria angustifolia*, *Quercus palustris* e *Quercus petrae*.

Merece, igualmente, muita atenção um carreiro bordejado de *Buxus* spp., outrora certamente sujeito a podas de conformação.

4.1.2 Áreas de recreio em matas similares no contexto nacional e europeu

A análise de estudos realizados noutros países poderá servir de referencial às práticas a recomendar no curto prazo e às investigações empíricas a realizar no médio e longo prazo, de forma a que as políticas seguidas e as ações executadas sejam as mais adequadas.

A literatura tem mostrado que as opções de silvicultura afetam não só a produção florestal, o nível de biodiversidade, mas também os serviços associados à recreação. Frequentemente, o valor de uso recreativo ultrapassa o valor da produção de madeira. O valor dos serviços recreativos é influenciado

principalmente pela idade das árvores, espécies, estrutura do coberto arbóreo, áreas abertas e infraestruturas.

Um conhecimento mais preciso das preferências dos utilizadores, atuais e potenciais, aponta para a necessidade de aplicação de técnicas de avaliação económica, com base em dados primários recolhidos para o efeito, de forma a conhecer os aspetos mais apreciados para fins de recreio.

A pesquisa a realizar incluirá áreas de recreio em espaços de floresta que apresentam algumas similaridades com as Matas Litorais, em estudo, em termos das características dos ecossistemas e dos usos de recreio e turismo. O intuito é identificar os tipos de usos de recreio que ocorrem em cada local selecionado e como é feita a gestão das ofertas de recreio disponibilizadas (quem assegura a gestão, que equipamentos de recreio disponibilizam e que experiências/atividades proporcionam, como são organizadas e por quem, como é realizada a manutenção das ofertas de recreio e como é realizada a articulação com as, eventuais, áreas destinadas à conservação e à produção, entre outros aspectos). Para o efeito serão estudados:

- A gestão dos espaços florestais que se encontram sobre a tutela da Monte da Lua – Parques de Sintra;
- O caso das dunas e dos pinhais costeiros que caracterizam o Parque Nacional de Doñana, em Espanha e o tipo de atividades de recreio desenvolvidas;
- A estratégia de gestão recreativa do Parque Nacional de New Forest, em Inglaterra.

Propõe-se igualmente a realização de uma breve caracterização do recreio nas florestas europeias tendo em consideração as diferentes sub-regiões (a Sub-região Atlântica, a Nórdica, a de Leste, a Central e a Mediterrânica).

4.2 Caracterização da Estrutura da Paisagem das Matas Litorais

Considerando as Matas Nacionais Litorais incluídas no Programa de Reabilitação das Matas Litorais: Mata Nacional das Dunas de Quiaios, Mata Nacional do Urso, Mata Nacional de Pedrógão, Mata Nacional de Leiria, a área de estudo estende-se ainda pela Mata Nacional de Fôja, Mata Nacional do Prazo de Santa Marinha, Mata Nacional das Dunas da Costa de Lavos, Mata Nacional das Dunas da Leirosa, Mata Nacional do Casal da Lebre, Mata Nacional do Valado, Mata Nacional do Vimeiro e Mata Nacional das Mestras.

Deste modo, a área de estudo estende-se por sete concelhos: Figueira da Foz, Pombal, Leiria, Marinha Grande, Alcobaça, Nazaré e Caldas da Rainha (

Figura 3). De acordo com a Tabela 5, cerca de 90% está arborizada sobretudo com pinheiro-bravo.

Tabela 5. Áreas e composição das Matas Nacionais da paisagem em estudo (Fonte: ICNF)

Matas Nacionais	Concelho (1)	Área (ha)	Arborizada (ha)	Percentagem das espécies / estratos											
				Pb	Ec	Pm	Sb	Qx	Fx	Ct	Rx	M	A	Á	S
Foja	FG	378	344	76	1				14			6		1	2
Praza de Santa Marinha	FG	440	343	25	5	1			49		4	6			10
Dunas da Costa de Lavos	FG	545	463	80					2			14			4
Dunas da Leirosa	FG	872	723	77		1			5			13			4
Quiaios	FG	6050	5687	36					58			3		2	1
Urso	FG	6053	5145	85								12			3
Pedrogão	Leiria	1816	1616	89								8			3
Leiria	MG	11062	10177	91					1			7			1
Casal da Lebre	MG	370	281	76								20			4
Valado	Naz	1450	1378	92								3			5
Vimeiro	Alc	262	260	60	8		6	10	8	1		2	1		4
Mestras	CR	94	84	8			71		10				7		4

(1) FG-Figueira da Foz; MG-Marinha Grande; Alc-Alcobaça; CR-Caldas da Rainha

4.2.1 Análise quantitativa com recurso a indicadores de manchas, classes de paisagem

Para analisarmos a estrutura da paisagem em que se inserem estas Matas Nacionais recorreu-se à carta CORINE Land Cover de 2012 e agrupou-se a sua legenda em 14 classes: Agricultura, Corpos de água, Espaços culturais e de lazer, Espaços verdes urbanos, Florestas de folhosas, Florestas de resinosas, Florestas mistas, Florestas abertas, Florestas ardidas, Matos, Pastagens, Praias, dunas e areais, Zonas húmidas e Territórios artificializados.

4.2.1.1 Índices de composição, configuração e diversidade da paisagem.

Esta análise foi feita após a conversão para representação raster os polígonos vectoriais da paisagem. O pixel de análise considerado foi de 100m x 100m (1 ha). Na Tabela 6 verifica-se que a área total do mosaico destes ecossistemas (TA) é de 250345 ha, com uma riqueza (PR) de 14 tipos de classes de ocupação do solo. Estas classes encontram-se distribuídas por 1254 manchas (NP) onde encontramos 2321 habitats interiores (NDCA), se considerarmos uma orla de 100m. O índice LPI (*Largest Patch Index*)

indica-nos que a maior mancha contínua ocupa 12,64% da área total da paisagem (31651 ha). Se analisarmos a estrutura das classes (Tabela 7 e

Figura 3) verificamos que se trata de uma mancha de agricultura. Nesta paisagem há 56% de contágio das células das classes e uma mistura entre manchas de 58%. Ou seja, as manchas das classes são relativamente agregadas e estão relativamente bem misturadas.

Tabela 6. Índices de paisagem

TA (ha)	PR (#)	NP (#)	LPI (%)	TCA (ha)	NDCA (#)	CONTAG (%)	IJI (%)	SHDI	SIDI
250345	14	1254	12,64	163167	2321	56,59	58,33	1,73	0,77

Tabela 7. Índices de classe

TYPE	Descrição da Classe	CA (ha)	PLAND (%)	NP (#)	PD	LPI	TE	ED	LSI	PAFRAC	TCA (ha)	CPLAND (%)	NDCA (#)
cls_01	Agricultura	89382	35,70	195	0,0779	12,643	4111000	16,4213	35,5134	1,5291	60644	24,22	671
cls_02	Corpos de água	2271	0,91	187	0,0747	0,5856	118700	0,4741	9,7396	1,4277	1439	0,57	13
cls_03	Espaços culturais e de lazer	177	0,07	4	0,0016	0,0375	17200	0,0687	3,1852	N/A	68	0,03	5
cls_04	Espaços verdes urbanos	91	0,04	2	0,0008	0,0216	11600	0,0463	2,9	N/A	15	0,01	7
cls_05	Florestas de folhosas	8743	3,49	87	0,0348	0,4961	558500	2,2309	15,4309	1,3785	4929	1,97	132
cls_06	Florestas de resinosas	61814	24,69	129	0,0515	8,1204	2319400	9,2648	23,508	1,4704	45770	18,28	298
cls_07	Florestas abertas	22513	8,99	164	0,0655	0,9663	1255100	5,0135	21,6578	1,4015	13849	5,53	268
cls_08	Florestas ardidas	33	0,01	1	0,0004	0,0132	3800	0,0152	1,5833	N/A	8	0,00	1
cls_09	Florestas mistas	36147	14,44	163	0,0651	1,6102	1986500	7,935	26,7244	1,4935	22465	8,97	348
cls_10	Matos	6651	2,66	31	0,0124	1,0362	298700	1,1932	10,6707	1,3895	4328	1,73	66
cls_11	Pastagens	461	0,18	10	0,0040	0,0324	36800	0,147	5,0233	1,2901	190	0,08	8
cls_12	Praias, dunas e areais	1390	0,56	15	0,0060	0,1298	126300	0,5045	12,6	1,6014	232	0,09	45
cls_13	Territórios artificializados	20376	8,14	260	0,1039	0,5456	1746500	6,9764	30,9056	1,5459	9131	3,65	447
cls_14	Zonas húmidas	296	0,12	6	0,0024	0,0252	29300	0,117	4,5143	N/A	99	0,04	12

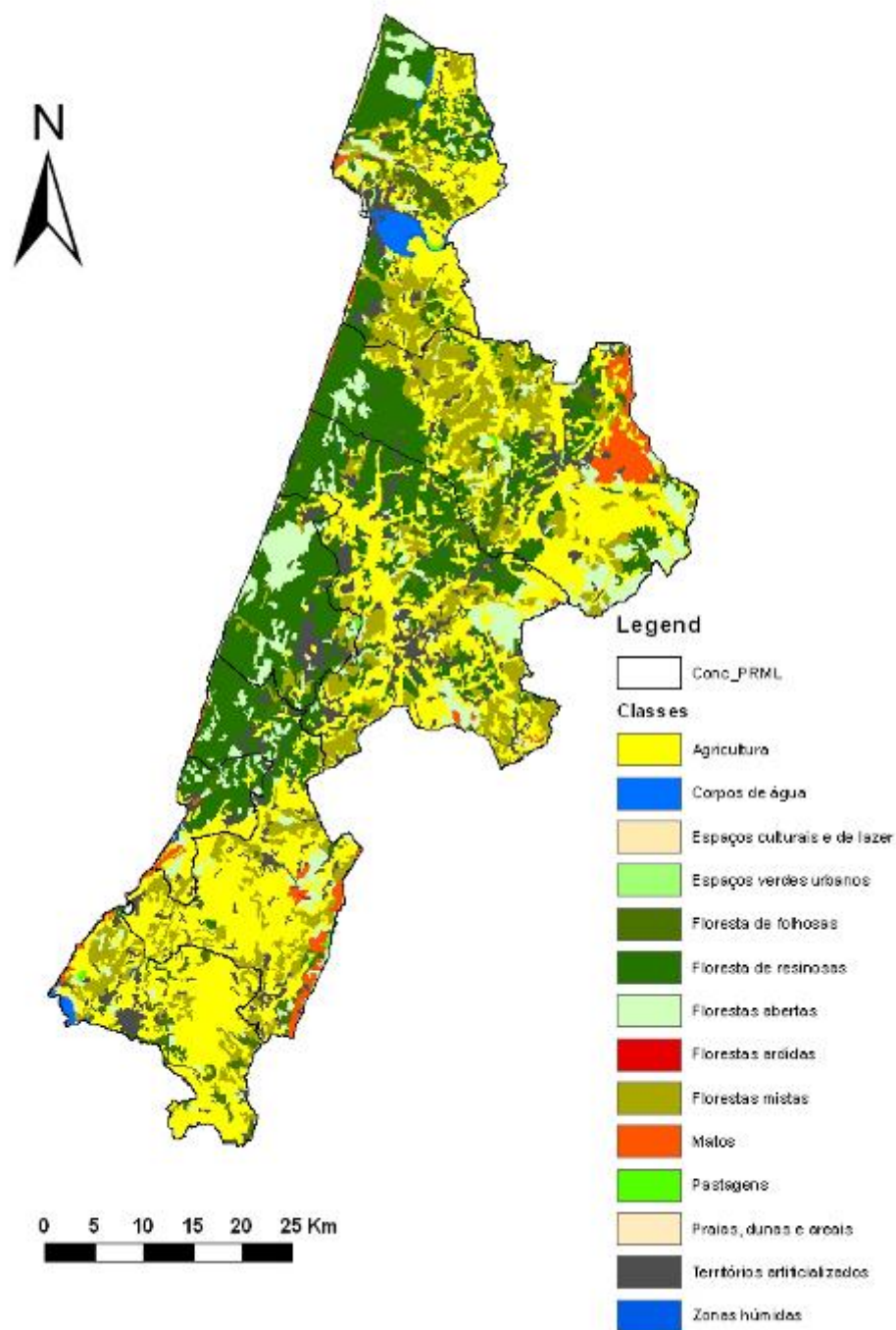


Figura 3. Paisagem das Matas Nacionais do Litoral em análise.

4.2.2 Análise descritiva da paisagem em estudo, baseada nos indicadores calculados.

Recorrendo aos indicadores de diversidade como a riqueza de classes (PR ou S), ao índice de diversidade de Shannon (SHDI) e de Simpson (SIDI) modificados, e à máxima proporção da classe que compõe a paisagem (Série de Hill) torna-se possível analisar a diversidade da paisagem em estudo. A Figura 4 indica-nos que nesta paisagem, constituída por 14 classes, há classes mal distribuídas, isto é, há classes mais abundantes do que outras de tal forma que a diversidade se aproxima mais de 5 a 6 classes diferentes do que de 14. Um índice de máxima proporção tão baixo (0,03) significa que há uma classe que domina na paisagem, neste caso a classe agricultura (c. 36%). Apesar das florestas de resinosas (c. 25%), das florestas mistas (c. 14%), florestas abertas (c. 9%) e áreas sociais (c. 8%) ainda terem alguma expressão na composição da paisagem, as outras classes encontram-se representadas em proporções muito baixas diminuindo a diversidade da paisagem

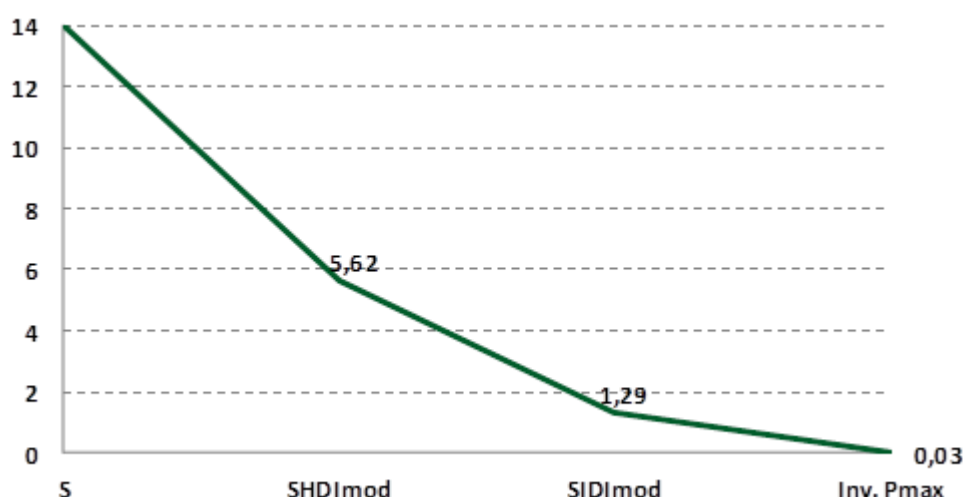


Figura 4. Gráfico da Série de Hill

4.2.3 Análise da Estrutura da Paisagem da Mata Nacional de Leiria

Podemos descrever a estrutura da paisagem da Mata Nacional de Leiria (11079 ha) no ano de 2015 recorrendo à Carta de Uso e Ocupação do Solo de 2015 (COS 2015), a mais recente cartografia existente sobre a ocupação e uso do solo de Portugal Continental. Recorremos ainda aos programas ArcGIS 10.2 e Fragstats 4.2 para quantificar os índices caracterizadores da estrutura. Com base nestes indicadores poderemos descrever a composição, configuração e diversidade da paisagem desta área em 2015.

Apesar de em 2015 e 2016 não terem havido incêndios florestais dentro dos limites da Mata Nacional, em 2017 ardeu cerca de 86% desta área, o que corresponde a cerca de 9500 ha de área ardida. Na Tabela

8 estão indicados os valores das áreas das classes de uso e ocupação do solo que existiam em 2015 e que arderam em 2017. Como é do conhecimento geral, e confirmado pela referida tabela, ardeu 87% de floresta de pinheiro-bravo, a classe mais abundante em 2015 e a espécie-alvo da exploração florestal desta Mata Nacional.

Tabela 8. Áreas, em ha, das Classes de Uso e Ocupação do Solo em 2015 e ardidas em 2017.

Classes de Uso e Ocupação do Solo	Área 2015	Área ardida em 2017	% Área ardida
Agricultura	42,72	23,30	54,55
Espaços descobertos ou com pouca vegetação	23,30	22,14	95,05
Florestas de espécies invasoras	204,97	199,05	97,11
Florestas de Eucalipto	61,78	18,74	30,33
Florestas de outras folhosas	82,06	50,71	61,80
Florestas de Pinheiro-bravo	10424,26	9113,32	87,42
Matos	163,55	103,37	63,20
Planos de água	1,87	1,87	100,00
Territórios artificializados	71,63	5,60	7,81
Vegetação herbácea natural	2,86	0,09	3,04

2.3. 1. Análise quantitativa da estrutura da paisagem da Mata Nacional de Leiria em 2015

Se analisarmos a Tabela 9 e a Tabela 10, que correspondem à análise quantitativa da paisagem da Mata Nacional de Leiria representada na Figura 3, podemos dizer que a superfície da área de estudo é de 11078 ha, composta por 10 tipos de habitats (Classes) distribuídos por 171 manchas. No entanto, se considerarmos uma faixa de 10 metros como habitat de orla apenas 97% dessa área pode ser considerada habitat interior (10790 ha). Podemos afirmar que as manchas das 10 classes apresentam um padrão espacial muito agregado (CONTAG = 92%). Contudo, o índice IJI = 56% evidencia que as manchas das classes não se encontram bem misturadas e as adjacências entre classes são intermédias. Relativamente à diversidade da paisagem um índice de Shannon igual a 0,33 indica-nos uma diversidade baixa relativamente a uma riqueza de tipos de habitat igual a 10 (MAXDIV = 2,30). Esta diversidade de habitats

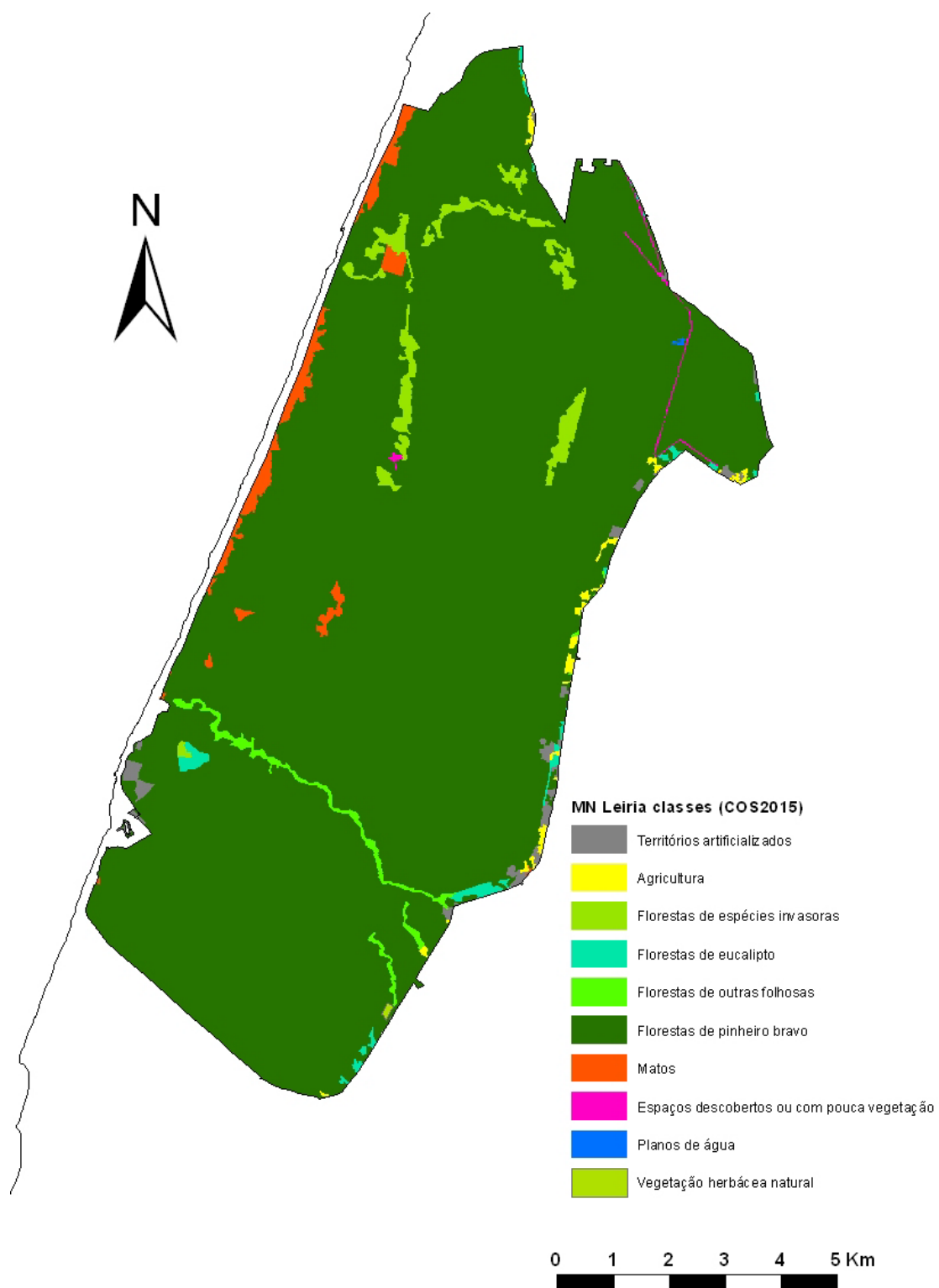
tão baixa deve-se sobretudo à dominância do pinhal bravo que ocupa 94% da Mata (Tabela 6), ocupando os outros nove habitats apenas cerca de 6% da área total.

Tabela 9. Índices de Paisagem obtidos com um grão de análise de 10 m x 10 m (pixel = 100 m²)

TA	NP	PAFRAC	TCA	NDCA	CAI	CONTAG	IJI	PR	SHDI	MAXDIV
11078,87	171	1,26	10789,55	280	97,39	91,83	55,86	10,00	0,33	2,30

Tabela 10. Índices de Classe obtidos com um grão de análise de 10 m x 10 m (pixel = 100 m²)

Classes	CA	PLAND	NP	MPS	TCA	CPLAND	NDCA	MNN
Agricultura	42,68	0,39	26	1,64	28,89	0,26	23	507
Espaços descobertos ou com pouca vegetação	23,39	0,21	6	3,90	8,30	0,07	127	1761
Florestas de espécies invasoras	204,96	1,85	13	15,77	171,22	1,55	16	661
Florestas de Eucalipto	61,87	0,56	38	1,63	45,93	0,41	27	302
Florestas de outras folhosas	82,02	0,74	10	8,20	60,95	0,55	7	261
Florestas de Pinheiro-bravo	10424,24	94,09	22	473,83	10280,53	92,79	25	37
Matos	163,27	1,47	19	8,59	136,82	1,24	17	499
Planos de água	1,87	0,02	1	1,87	1,15	0,01	1	N/A
Territórios artificializados	71,67	0,65	34	2,11	53,55	0,48	35	358
Vegetação herbácea natural	2,90	0,03	2	1,45	2,21	0,02	2	41



Figur

Figura 5. Ocupação e Uso do Solo da Mata Nacional de Leiria em 2015

Em 2015, a floresta de pinheiro-bravo ocupava 10424 ha da Mata Nacional de Leiria distribuída por 22 manchas com um tamanho médio de 474 ha (apesar de uma das manchas ter um tamanho de 10036 ha) e distando em média 37 m à mancha vizinha mais próxima da mesma classe. Considerando uma faixa de 10 m devido ao efeito de orla, podemos afirmar que o habitat pinhal bravo ocupava efetivamente uma área de 10281 ha, distribuído por 25 manchas. A pouca diferença entre o número de manchas de pinhal bravo e o número de áreas interiores deste habitat (mais 3 manchas) é indicador de que estas manchas têm uma configuração que tende mais para formas simples.

Naturalmente, não sendo esta mata uma área de produção de eucalipto, a floresta desta espécie ocupa apenas 62 ha (0,6% da área da Mata), no entanto distribuída por 38 manchas de tamanho médio de 1,6 ha.

4.3 Articulação do recreio com os sistemas de silvicultura – contributos da avaliação económica

Os ecossistemas sustentam a vida animal e vegetal através da manutenção do equilíbrio geral da natureza. Quando funcionam devidamente, proporcionam múltiplos benefícios ao Homem. Estes benefícios vão desde a provisão de mercadorias básicas, como alimentos e combustíveis, até benefícios espirituais associados, por exemplo, a paisagens e locais agradáveis, alguns com uma mística própria. Compreender e avaliar estes benefícios deve ajudar a fazer as escolhas acertadas em relação à utilização dos recursos e à canalização de fundos no sentido de manter o equilíbrio.

As entidades públicas devem ser partes ativas na promoção desse equilíbrio, designadamente a nível dos ecossistemas florestais. Sendo Portugal um dos países da Europa com menor percentagem de floresta na propriedade do Estado (cerca de 14%), as entidades públicas portuguesas têm, neste domínio, simultaneamente o trabalho simplificado e uma responsabilidade acrescida.

A recuperação das Matas Litorais na sequência dos incêndios florestais de 2017 apresenta-se, simultaneamente, como um desafio e uma oportunidade de repensar os modelos de gestão silvícola, reforçando a vertente multifuncional da floresta. Refira-se o exemplo da Finlândia, onde a implementação da gestão com múltiplos objetivos é realizada com base num plano estratégico (o Natural Resource Planning) cujo objetivo é gerar alternativas de gestão, analisadas e avaliadas em relação aos vários aspetos

da sustentabilidade. A informação acerca das atitudes e valores das populações locais e outras partes interessadas serve para assegurar a aceitabilidade dos planos e das atividades no ambiente operacional.

Uma vez que o somatório dos benefícios advindos de uma floresta multifuncional constitui o valor económico total (VET), no ponto seguinte discute-se o conceito de VET e a respetiva composição. Os principais métodos utilizados na avaliação económica externa ao mercado são depois apresentados. Segue-se a análise da importância dos serviços recreativos no contexto dos serviços dos ecossistemas florestais e a discussão dos principais determinantes do valor recreativo. Por fim, com base na revisão da literatura, apresentam-se as recomendações relativamente aos modelos de silvicultura adequados para áreas com fins recreativos, em geral, e para as Matas Litorais em particular.

4.3.1 O valor recreativo da floresta enquanto parte do valor económico total

O VET de um recurso natural pode ser definido como a soma de todos os valores transacionáveis e não transacionáveis. O Earthscan book of “The Economics of Ecosystems and Biodiversity” define o VET dos ecossistemas e da biodiversidade como “a soma dos valores de todos os fluxos de serviços que o capital natural gera agora e no futuro, corretamente atualizados (TEEB, 2010, p. 188). O VET pode também ser definido como o conjunto de valores proporcionados aos humanos pelos sistemas ecológicos, incluindo serviços, provisão de recursos materiais, valores estéticos, recreativos, espirituais e de legado (Norton & Noonan, 2007). O VET dos recursos naturais inclui, assim, valores mediados e valores não mediados pelo mercado, presentes e futuros, associados a bens materiais e imateriais. O VET tem sido desagregado em valores de uso e de não-uso (ver Figura 6). Esta desagregação adota uma perspetiva antropocêntrica e utilitarista uma vez que a avaliação está ancorada nas preferências humanas. Na Figura 6 identifica-se, ainda, uma categoria de valor não antropocêntrico, comumente designado de valor intrínseco.

O valor de uso resulta do uso presente, planeado ou eventual e é composto por dois ramos, o valor de uso presente e o valor de opção. O uso presente reflete a utilidade que as pessoas retiram do uso direto ou indireto. Considerando as florestas e bosques como exemplo, os valores de uso direto resultam do uso físico como a produção de madeira e a recreação na floresta. Os valores de uso indireto estão associados às funções ecológicas, como o controlo da erosão, a regulação do clima e o sequestro de carbono. O valor de opção corresponde ao valor dos benefícios associados a potenciais usos futuros e está associado à incerteza.

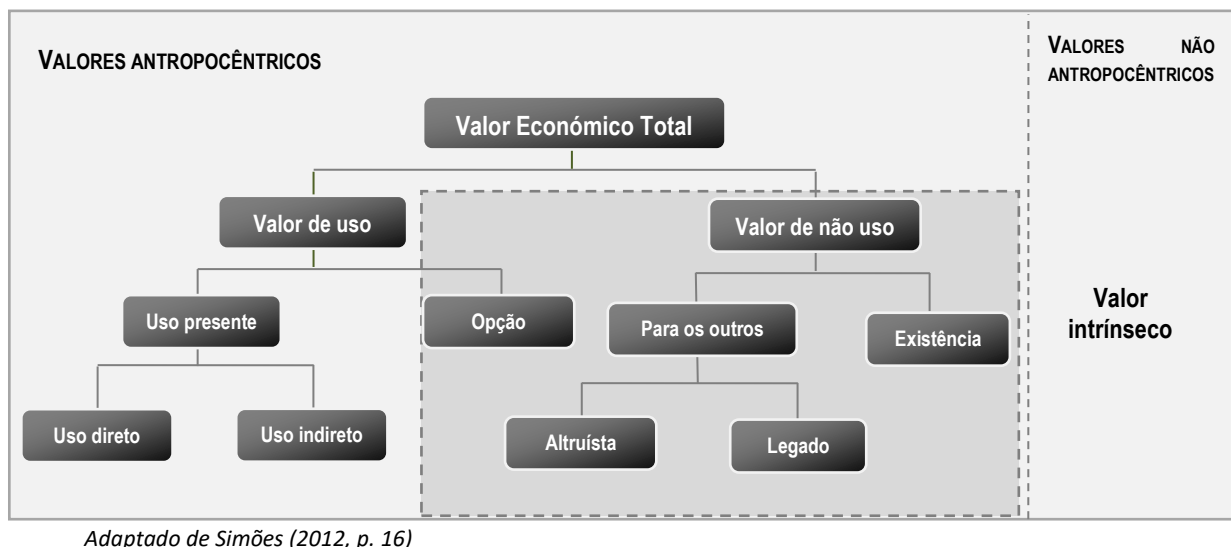


Figura 6. Valor económico total

Os valores de não uso estão associados à salvaguarda dos recursos sem que exista um uso planeado, presente ou futuro, por parte daqueles para quem advém esse benefício. Este valor resulta de salvaguardar a possibilidade de outros poderem vir a beneficiar do recurso no futuro (valor de legado), de saber que outros podem usufruir do recurso no presente (valor altruísta), de assegurar a preservação do recurso, sem que haja uso presente ou planeado pelo próprio ou por outros (valor de existência). O valor de existência é um conceito próximo do conceito de valor intrínseco, com a diferença que este último é não antropocêntrico.

O valor de uso passivo inclui o valor de opção e os valores de não uso. Quando os recursos são únicos, insubstituíveis ou ameaçados, estes valores podem representar uma parcela significativa do VET. Dado que os recursos aos quais estão associados os valores de uso passivo têm características de bens públicos, sem intervenção pública, a provisão tenderá a ser insuficiente e inferior à ótima. Embora de uma perspetiva teórica e conceptual, os componentes do VET sejam apresentados como partes aditivas, na prática os valores não são estritamente separáveis e adicionáveis.

Do exposto fica evidente a necessidade de atender às diferentes componentes do VET na gestão das Matas Litorais. Uma gestão orientada para a recreação e/ou conservação impõe à sociedade um custo de oportunidade na medida em que se traduz numa perda de rendimento comparativamente com uma gestão orientada exclusivamente para fins produtivos comerciais. Simultaneamente, esta opção gera benefícios cujos valores, apesar de não mediados pelo mercado, podem ser significativos. Por exemplo, na Finlândia, nas florestas estatais, a gestão orientada para a recreação impõe uma perda de receita na

venda de madeira estimada em 13 milhões de euros anuais (Juutinen, Kosenius, & Ovaskainen, 2014). No entanto, o benefício/bem-estar associado às atividades recreativas, igualmente medido em unidades monetárias, ultrapassa largamente aquele valor.

4.3.2 Os principais métodos de avaliação económica

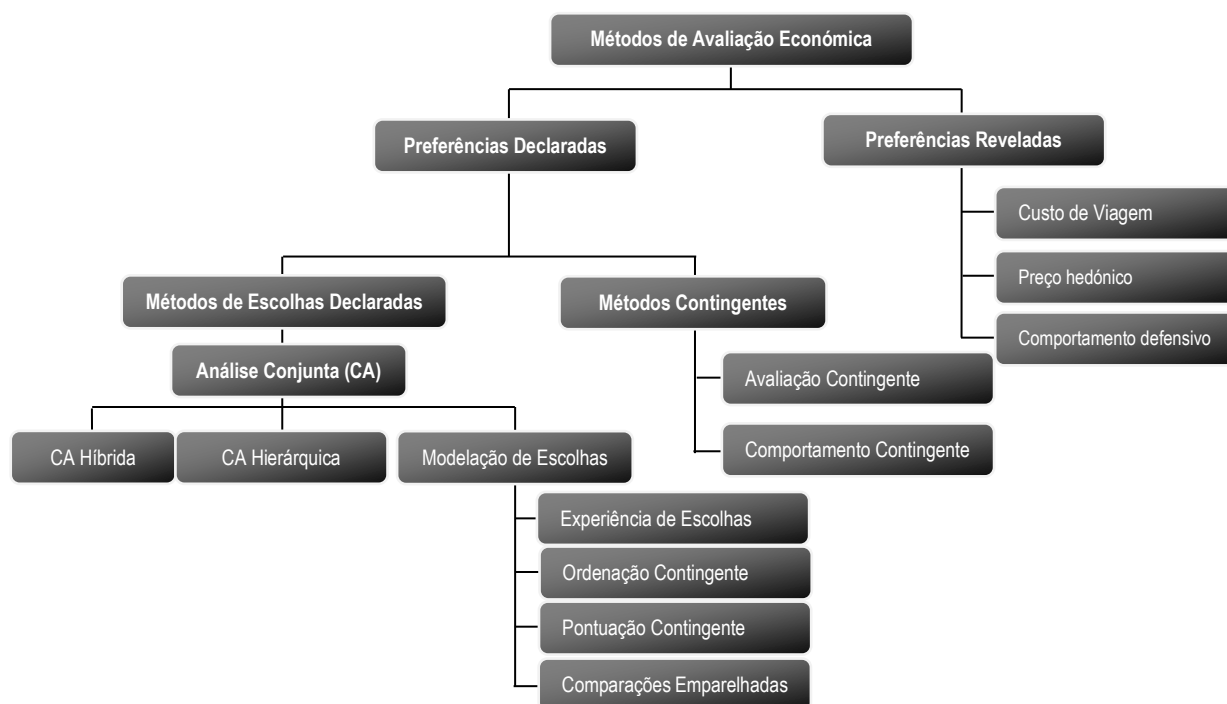
Os espaços florestais de acesso livre, utilizados para fins de recreio podem ser classificados como um bem público, apesar de não puro⁴. Por isso, tipicamente, o recreio e os benefícios que lhes estão associados não são transacionados e o seu valor económico não é determinado através dos mecanismos de mercado. A economia ambiental recorre, assim, a um conjunto de métodos que permitem estimar o valor económico dos benefícios do recreio florestal. A estimativa destes valores trata-se de um processo complexo.

Os métodos de avaliação económica permitem obter medidas de valor económico baseadas no que os indivíduos preferem mediante alternativas disponíveis de consumo. Deste modo, a avaliação económica dos benefícios da floresta baseia-se nas preferências e escolhas individuais, bem como nas trocas (*trade-offs*) realizadas, tendo ainda em conta determinados condicionantes, como o rendimento e o tempo disponível, entre outras (Forest Europe Institute, 2014).

As abordagens metodológicas utilizadas na avaliação do recreio florestal estão habitualmente categorizadas em dois grupos: os métodos de preferências declaradas e os métodos de preferências reveladas. Os primeiros, utilizam a informação que os inquiridos fornecem quando questionados acerca das suas opções, avaliações e opiniões. Os inquiridos podem ser questionados, direta ou indiretamente, acerca do valor que que estariam dispostos a pagar por um determinado bem (como uma visita a um determinado local de recreio) ou por um conjunto de alterações na gestão de um espaço florestal (como a adoção de novos modelos de silvicultura, melhorias das infraestruturas de recreio, etc.). Os métodos de preferências reveladas utilizam dados relativos aos comportamentos observados dos indivíduos e é com

⁴ Os bens públicos são caracterizados pela ausência de rivalidade no seu consumo (isto é, o facto de ser consumido por um indivíduo não reduz a quantidade disponível para ser consumida por outros indivíduos) e pela impossibilidade de exclusão, isto é, uma vez disponibilizado, torna-se impossível, ou economicamente inviável, excluir agentes do seu consumo. Os bens públicos encontram-se no extremo oposto aos bens privados (como são, a título de exemplo, os produtos alimentares ou o vestuário) e, entre eles, existem diferentes tipologias de bens quasi-públicos, caracterizadas por graus distintos de exclusividade e rivalidade. É frequente a utilização da terminologia bem público puro e bem público não puro (ou impuro) para distinguir o bem público do bem quasi-público. Como bens públicos puros inclui-se a paisagem, o ar puro ou a defesa nacional e como bens públicos impuros, ou quase públicos, incluem-se, por exemplo, os espaços naturais de acesso livre (como é o caso de montanhas, praias, florestas, espaços fluviais, entre outros) (Oliveira, 2012).

base nestes dados que são desenvolvidas as medidas monetárias de bem-estar. A Figura 7 sintetiza os principais métodos de preferências declaradas e reveladas.



Adaptado de Alriksson e Öberg (2008)

Figura 7. Métodos de avaliação de mercados não transaccionáveis

Os métodos de preferências reveladas mais utilizados são o método do Custo de Viagem e o método do Preço Hedónico. No que respeita aos métodos de preferências declaradas, os mais utilizados são a Avaliação Contingente e alguns dos métodos de Modelação de Escolhas, particularmente o método da Experiência de Escolhas.

O método do Preço Hedónico utiliza informação acerca dos preços do mercado imobiliário (em termos de compra e aluguer), assim como dados acerca da qualidade ambiental da envolvente às habitações para avaliar estatisticamente, por exemplo, o contributo dos benefícios da paisagem florestal para o valor das propriedades.

Quanto ao método do Custo de Viagem (um dos mais utilizados na avaliação económica), este define uma curva da procura por um determinado local de recreio ou turismo associando o número de viagens, ou a taxa de visitação, ao custo implícito da viagem. O método parte do pressuposto que a frequência das

visitas a um local de recreio decresce com o aumento da distância a percorrer (devido ao aumento dos custos) e que as pessoas consideram os custos da viagem similares aos custos de entrada, por exemplo, num espaço de recreio (Simões, 2012). A principal ideia é que a partir da observação dos custos de viagem suportados pelos visitantes para chegar até um determinado local de recreio se pode inferir o valor que cada pessoa atribui à visita a esse local. Este método tem sido utilizado para avaliar locais de recreio (como florestas, locais de pesca, trilhos de escalada e caminhada, etc.) e destinos de elevada importância natural ou cultural.

O método da Avaliação Contingente recorre a inquéritos para inferir sobre a reação dos indivíduos face a um cenário hipotético de alteração da quantidade e/ou qualidade de um recurso ambiental ou, de outro modo, para saber qual o montante máximo que os indivíduos estariam dispostos a pagar para usufruir de uma melhoria ambiental (ou para corrigir ou evitar um dano ambiental), ou qual o valor mínimo que estariam dispostos a aceitar para compensar a perda (ou deterioração da qualidade) de um recurso ambiental. Este método tem sido extremamente utilizado para estimar os valores de uso e não uso dos espaços naturais ou seminaturais, designadamente, quando o objetivo é estimar a disponibilidade a pagar para assegurar a conservação ou para melhorar as condições de uma área florestal ou natural. Conforme Nunes (2000), o facto de este método permitir obter uma avaliação relativamente a alterações ambientais que ainda não ocorreram (avaliação *ex-ante*) torna-o um instrumento de apoio ao processo de tomada de decisão. Do mesmo modo, possibilita a criação de cenários futuros que ao serem avaliados e testados em termos de opinião pública, poderão sustentar e contribuir para a adoção do cenário mais consensual e eficiente.

Os métodos de Modelação de Escolhas baseiam-se em questionários através dos quais são avaliados simultaneamente diferentes bens ou atributos de bens. Neste âmbito, é solicitado aos inquiridos que expressem as suas preferências em relação a diferentes combinações ou níveis de atributos. A inclusão da situação *status quo* como uma das opções e a inclusão do preço como um dos atributos permite estimar indiretamente a disposição a pagar ou a aceitar e obter os valores relativos dos diferentes atributos (Simões, 2012). Estes métodos adequam-se especialmente bem à análise das preferências relativas a espaços florestais devido à diversidade de atributos que os compõem (tipo e diversidade de espécies arbóreas, tipo de corte adotado, qualidade da paisagem, existência de trilhos, etc.), bem como à análise dos efeitos que diferentes opções de gestão podem ter no que respeita aos serviços prestados, incluindo a nível do recreio.

Teoricamente o que se defende é que, por exemplo, o valor de uma floresta ou os efeitos de uma política de gestão florestal é mais bem explicado em termos das suas características ou atributos. Ao utilizar as

indicações dos inquiridos relativamente a diferentes conjugações desses atributos, estes métodos permitem (Hanley & Barbier, 2009):

- Identificar os atributos que influenciam significativamente as decisões individuais;
- Estimar o valor individual da disposição máxima a pagar ou da disposição mínima a aceitar por qualquer aumento/diminuição num dos outros atributos (assumindo o preço ou o custo como um desses atributos);
- Inferir o que cada indivíduo estaria disposto a pagar ou a aceitar por uma política que altera vários atributos simultaneamente.

A Modelação de Escolhas inclui a Experiência de Escolhas (cada inquirido tem de escolher a alternativa preferida), o método de Pontuação Contingente (os inquiridos atribuem uma pontuação às diferentes alternativas de acordo com as suas preferências), o método de Ordenação Contingente (as alternativas têm de ser seriadas por ordem de preferência) e o método das Comparações Emparelhadas (os inquiridos atribuem uma pontuação a pares de cenários com opções alternativas).

4.3.3 Os serviços recreativos prestados pelas florestas

As florestas são um exemplo de ecossistemas terrestres que fornecem inúmeros bens (produtos e serviços). Estes bens têm sido designados de serviços dos ecossistemas e organizados em quatro categorias principais: provisão, regulação, suporte e culturais. No que diz respeito à provisão, destacam-se a madeira e o material lenhoso, os materiais para produção de biocombustíveis, a vegetação, que serve de alimentação ao gado, e os produtos utilizados na alimentação humana, como cogumelos, bagas e frutos silvestres. O sequestro de carbono, o controlo da erosão, a estabilização do clima, o controlo de cheias, através da regulação de caudais, a criação de reservas de água, e o contributo para a biodiversidade e para o ciclo de nutrientes são alguns os serviços reguladores e/ou de suporte. As oportunidades de recreação fazem parte dos serviços culturais.

A nível recreativo, as florestas são procuradas, por exemplo, para: prática de exercício físico (*jogging*, corrida, caminhada, pedestrianismo, ciclismo, Bicicleta Todo o Terreno (BTT), etc.); convívio de amigos, familiares, ou de outros grupos formais e informais; experiências na natureza, como contemplação da paisagem, observação de plantas e/ou de animais; paz, descanso e meditação; e recolha de bagas e/ou cogumelos numa vertente recreativa, não comercial.

Da soma dos diferentes valores, resulta o VET. A importância relativa das diferentes parcelas depende, para além de outras variáveis, do tipo de floresta ou bosque (natural versus plantado) e da respetiva localização (urbana versus rural). Embora seja um trabalho de elevada complexidade, é possível encontrar na literatura algumas estimativas do VET por hectare, de diferentes ecossistemas florestais. Por exemplo, Häyhä, Paolo, Paletto e Fath (2015), num trabalho aplicado à floresta Alpina no norte de Itália, associam

40% do VET aos serviços de provisão, 49% aos serviços de regulação e 11% aos culturais. A literatura tem demonstrado que os serviços recreativos são um dos serviços mais importantes fornecidos pelas florestas e que a recreação ao ar livre é um serviço fundamental fornecido pelos ecossistemas, designadamente por florestas e parques nacionais com interesse significativo para o público (Filyushkina, Agimass, Lundhede, Strange, & Bredahl, 2017; Grilli, Paletto, & De Meo, 2014; Lupp et al., 2016).

No contexto da floresta portuguesa, refira-se o trabalho de Lopes e Cunha-e-Sá (2014), que oferece uma estimativa do VET das florestas portuguesas atendendo às espécies arbóreas. O estudo separa os valores de mercado (produtos lenhosos e não lenhosos) dos valores externos ao mercado (recreação, paisagem, sequestro de carbono, proteção de bacias hidrográficas, proteção do solo contra a erosão e biodiversidade). De acordo com os resultados, no mínimo metade do VET advém dos serviços não mediados pelo mercado e o VET por hectare é mais elevado nas florestas privadas do que nas públicas, devido ao contributo dos valores mediados pelo mercado (maioritariamente associados aos serviços de provisão). Os valores exteriores ao mercado são superiores nas florestas públicas.

Os dados mostram que nos países desenvolvidos um número crescente de pessoas passa o tempo de lazer nas florestas e que as florestas são cada vez mais procuradas para fins recreativos (Forest Europe, 2015). Em muitos países, designadamente no norte da Europa, devido a este aumento da procura, florestas tradicionalmente destinadas à produção de madeira para fins comerciais têm vindo a ser geridas de forma integrada, conciliando esta função com as atividades recreativas e com a preservação da biodiversidade (Dhakal, Yao, Turner, & Barnard, 2012; Juutinen, Kosenius, Ovaskainen, Tolvanen, & Tyrväinen, 2017). A gestão integrada ocorre particularmente nos espaços sob tutela direta das autoridades públicas (nacionais, regionais e locais), que deverão estar ao serviço do interesse coletivo. No entanto, cada vez mais, se estudam mecanismos de compensação a dar aos proprietários privados de forma a incentivar práticas de gestão florestal que maximizam o bem-estar da sociedade sem pôr em causa os direitos privados (Bartczak & Metelska-szaniawska, 2015).

As práticas de gestão florestal afetam os benefícios recreativos associados a florestas e bosques multifuncionais devido ao impacto nos atributos que determinam a qualidade da experiência recreativa. Para que estas práticas possam maximizar o bem-estar coletivo é necessário conhecer as preferências da população. Neste âmbito, os estudos aplicados à realidade portuguesa são escassos. Apesar das preferências poderem ser influenciadas pela geografia, fatores históricos, contexto social e cultura das populações, trabalhos realizados noutros países fornecem pistas importantes acerca do tipo de floresta e

das características que contribuem para um maior valor recreativo e estético (Edwards et al., 2012; Juutinen et al., 2014).

Os principais fatores que afetam o valor recreativo das florestas estão relacionados com as características do espaço, com as características dos visitantes e com efeitos de proximidade. As características estruturais da floresta, os aspectos naturais, os equipamentos recreativos e as infraestruturas são os principais fatores que influenciam a escolha da floresta a visitar. As características sociodemográficas dos visitantes, as atividades recreativas, o propósito da visita e a distância a percorrer afetam as preferências e o nível de procura.

Os atributos estruturais distinguem-se das intervenções silvícolas, no entanto, as atividades silvícolas são determinantes na definição desses atributos, particularmente nas florestas plantadas, que mantêm funções de provisão. Os atributos dependentes das práticas silvícolas que mais têm sido identificados como determinantes do valor dos serviços recreativos, são (Edwards et al., 2012; Filyushkina et al., 2017):

- A idade/tamanho das árvores e respetiva diversidade no povoamento,
- A diversidade do espaçamento entre as árvores do povoamento,
- A densidade da cobertura arbórea (sub-bosque) e a penetração visual através do povoamento (que refletem a intensidade dos desbastes),
- A densidade do coberto vegetal até 50cm de altura,
- O tipo, a diversidade de espécies arbóreas no povoamento e a respetiva composição (monocultura/misto; folhosas/coníferas),
- A dimensão dos cortes rasos,
- Os resíduos/materiais provenientes do corte/desbaste (volume dos cepos, ramos e outros resíduos lenhosos),
- A quantidade de madeira morta natural em decomposição (de pé e no solo),
- A diversidade dos povoamentos ao longo dos trilhos,
- A naturalidade dos limites da floresta,
- A dimensão dos lotes,
- O aspeto geral da floresta, relacionado com a intensidade de gestão.

Outros atributos importantes, a serem geridos em articulação com a atividade silvícola são (Tuffery, 2017):

- Os índices de proteção ambiental,
- Os polos de biodiversidade,
- As zonas de interface entre cursos de água ou lagos e os povoamentos florestais,
- A extensão e enquadramento dos trilhos pedestres e dos trilhos de BTT,

- As infraestruturas, como parques de estacionamento, zonas de piquenique e trilhos interpretativos.

A Tabela 11. Atributos estruturais da floresta com impacto no valor recreativo sintetiza o conjunto de atributos mais utilizados nos estudos que analisam as preferências. Para cada atributo apresenta os níveis/alternativas usualmente considerados, identifica o nível habitualmente preferido do atributo e referencia, a título exemplificativo, um estudo publicado recentemente que ateste essa preferência através de aplicação empírica, meta-análise, ou revisão bibliográfica. Em complemento à Tabela 11, a Tabela 12. País de realização dos estudos – exemplos organiza, por país, um conjunto selecionado de estudos e indica, quando aplicável, o tipo de floresta em estudo.

No que diz respeito aos atributos estruturais, por exemplo Edwards et al. (2012) [concluem](#) que o tamanho das árvores e a extensão dos cortes rasos são os atributos mais importantes e que, de uma forma geral, há preferência por uma maior diversidade de espécies, árvores mais altas (por isso, mais velhas), diversidade no tamanho das árvores e no espaçamento entre elas, cortes rasos realizados em áreas de pequena dimensão, ausência de resíduos deixados na sequência dos cortes, diversidade de espécies nos diferentes povoamentos, e delimitação natural da floresta. Os utilizadores preferem níveis intermédios de coberto arbóreo, de visibilidade através das árvores, de densidade de coberto vegetal e de madeira morta em decomposição natural. Estas preferências têm sido confirmadas noutros estudos empíricos (veja-se, por exemplo, Giergiczny et al., 2015; Gundersen & Frivold, 2008).

Neste contexto, a primazia do método da Experiência de Escolhas (*Choice Experiment*) é indiscutível. Este método, para além de incluir diferentes níveis de cada atributo, permite avaliar a disponibilidade a pagar por alterações nas características observadas. De uma forma geral, os inquiridos têm declarado disponibilidade a pagar por aumentos de diversidade e de biodiversidade, ou escolhem manter as características inalteradas. A preferência por reduções de (bio)diversidade é incomum (ou mesmo inexistente).

Tabela 11. Atributos estruturais da floresta com impacto no valor recreativo

Atributo	Níveis/Alternativas	Preferência	Estudo
Espécie arbórea	Folhosas, Coníferas/Resinosas	Folhosas	Agimass, Lundhede, Emil e Bredahl (2017) Hornigold, Lake e Dolman (2016) Bestard e Font (2010)
		Coníferas	Oviedo, Caparrós, Ruiz-Gauna e Campos (2016) ^{a)}
	Monocultura, Misto	Misto	Paletto, Guerrini e De Meo (2017) Filyushkina et al. (2017) Giergiczny, Tomasz e Angelstam (2015) Grilli et al. (2014) Upton, Dhubháin e Bullock (2012)
Idade do povoamento	Maduro, Recente, Misto	Misto	Filyushkina et al. (2017) Giergiczny et al. (2015) Holgén, Mattsson e Li (2000)
Tamanho das árvores	Altas/largas, Baixas/finas, uniforme	Altas/largas	Blasco et al. (2009)
		Não uniforme	Paletto et al. (2017) Filyushkina et al. (2017) Gundersen e Frivold (2008)
Espaçamento entre árvores	Regular, Irregular	Irregular	Paletto et al. (2017) Giergiczny et al. (2015)
Densidade da floresta	Elevada, Intermédia, Baixa	Intermédia	Dhaka et al. (2012) ^{b)}
		Elevada	Blasco et al. (2009) ^{c)}
	Com visibilidade através dos povoamentos		Gundersen e Frivold (2008)
Coberto vegetal	Denso, Ausente	Ausente	Jankovska, Straupe, Brumelis, Donis e Kupfere (2014)
Cortes	Seletivos, Rasos	Seletivos	Paletto et al. (2017) Upton et al. (2012) ^{c)}
	Área dos rasos	Pequena	Juutinen et al. (2014)
Resíduos do abate ou desbaste	Elevado, Ausente	Médio, Inconclusivo ^{d)}	Ranius et al. (2018)
Árvores mortas em decomposição natural	Muitas, Algumas, Nenhuma	Algumas	Nielsen, Olsen e Lundhede (2007)

Povoamentos ao longo dos trilhos	Diversidade, Uniformidade	Diversidade	Mattsson e Li (1994) Filyushkina et al. (2017)
Naturalidade dos limites da floresta	Elevada, Baixa	Elevada	Edwards et al. (2012)
Lagos/lagoas (<i>water bodies</i>)	Existente, Inexistente	Existente	Abildtrup, Garcia, Olsen e Stenge (2013)
Zonas de interface com corpos de água	Grandes, Médias ^{e)} , Pequenas	Média	Juutinen et al. (2017)
Relevo	Superior a 30m, inferior a 30m	Superior a 30m	Agimass et al. (2017)
Área da floresta	Grande, pequena	Grande	Agimass et al. (2017)
	Aumentar, manter, diminuir	Aumentar	Czajkowski, Buszko-Briggs e Hanley (2009) ^{c)}
Biodiversidade	Protegida, não protegida	Protegida	Upton et al. (2012) ^{c)}
	Polos concentrados versus dispersos	Dispersos	Nordén, Coria, Jönsson, Lagergren e Lehsten (2017) ^{c)}
Equipamentos e infraestruturas recreativas	Disponíveis, não disponíveis	Disponíveis	Upton et al. (2012)
	Trilhos com sinalética, pavimentação, etc.	Sinalética	Japelj, Mavsar, Hodges, Kovač e Juvančič (2016) Jankovska et al. (2014)
	Áreas de piquenique, estacionamento	Um tipo	Abildtrup et al. (2013)
		Vários tipos	Oviedo et al. (2016)
			Bestard e Font (2010)

^{a)} Alternativas em análise: pinheiro-manso (*Pinus Pinea*) e sobreiro (*Quercus Suber*).

^{b)} Preferência do grupo de inquiridos cujo principal objetivo da visita à floresta é fazer caminhadas.

^{c)} Preferência dos cidadãos não necessariamente associadas às funções recreativas.

^{d)} À semelhança de Ranius et al. (2018), a revisão de literatura efetuada foi inconclusiva relativamente ao nível preferido deste atributo.

^{e)} De entre os níveis em análise, 20 metros foi o que registou a disponibilidade máxima a pagar mais elevada.

Tabela 12. País de realização dos estudos – exemplos

País	Estudo	Tipo de floresta
Alemanha	Bertram e Larondelle (2017)	Periurbana
	Lupp et al. (2016)	Periurbana
	Meyerhoff, Liebe e Hartje (2009)	Plantada, coníferas, nas montanhas
Austrália	Smailes e Smith (2001)	Plantada, pública
Áustria	Arnberger, Aikoh, Eder, Shoji e Mieno (2010)	Periurbana, pública
Dinamarca	Agimass et al. (2017)	n.e.
	Filyushkina et al. (2017)	n.e.
	Nielsen et al. (2007)	n.e.
Eslovénia	Japelj et al. (2016)	Periurbana, 56% pública e 44% privada
Espanha	Bestard e Font (2010)	Florestas de Maiorca
	Blasco et al. (2009)	Florestas da Catalunha
	Oviedo et al. (2016)	Pinheiro-manso e sobreiro, privada
Finlândia	Juutinen et al. (2017)	Pública, com fins comerciais, remota
	Mäntymaa, Ovaskainen, Juutinen e Tyrväinen (2018)	Privada
França	Abildtrup et al. (2013)	n.e.
	Tuffery (2017)	Periurbanas
Irlanda	Upton et al. (2012)	Plantada (projeto nacional de florestação)
Itália	Häyhä et al. (2015)	Alpina
	Paletto et al. (2017)	Periurbana, plantada
Japão	Arnberger et al. (2010)	Periurbana, pública
Letónia	Jankovska et al. (2014)	Periurbana, plantada em solos arenosos
Nova Zelândia	Dhakal et al. (2012)	Periurbana, plantada
Polónia	Giergiczny et al. (2015)	Nativa
	Czajkowski, Bartczak, Giergiczny, Navrud e Żylicz (2014)	n.e.
Suécia	Nordén et al. (2017)	Privadas
	Heyman (2012)	Periurbana, pública
Suíça	Wilkes-Allemann, Hanewinkel e Pütz (2017)	Periurbana

n.e – não especificado

4.3.4 Floresta urbana⁵ e periurbana

Nas décadas mais recentes, o papel das florestas urbanas e periurbanas alterou-se no que diz respeito aos aspetos ambientais e recreativos devido ao fenómeno global de urbanização. Como é sabido, a acessibilidade é uma variável que afeta o valor recreativo das florestas e a distância à floresta é, por vezes, o fator mais importante na decisão de realizar a visita. Assim, devido ao “*poder da proximidade*”, estas áreas tendem a apresentar um valor recreativo elevado. Por exemplo, na Dinamarca, de acordo com a revisão efetuada por Agimass et al. (2017), cerca de 75% dos visitantes estão dispostos a percorrer apenas até 10km para visitar uma floresta e 97% dos inquiridos no âmbito desse estudo reportaram que as viagens realizadas ocorreram dentro de um raio de 30km. Bertram e Larondelle (2017) indicam uma distância média de 11,5 km percorridos pelos residentes em Berlim (Alemanha) nas visitas à floresta, enquanto a distância média para aceder a uma área recreativa natural, indicada pelos inquiridos no estudo de Ezebilo, Boman, Mattsson, Lindhagen e Mbongo (2015), foi de 13km. Na prática, isto significa que as pessoas têm tendência a escolher áreas florestais na vizinhança das residências e que as florestas mais próximas das áreas urbanas tendem a ser mais intensivamente procuradas (Dhakal et al., 2012). Na linha de trabalhos anteriores (e.g., Powe, Garraod, Brunsdon, & Willis, 1997), no estudo de Upton et al. (2012), os cidadãos irlandeses mostraram uma forte preferência pelo acesso livre a áreas florestais próxima dos centros urbanos. No entanto, alguns indivíduos estão dispostos a aumentar a distância percorrida a troco de menor congestionamento e/ou de características consideradas mais apelativas. Observam-se, assim, algumas diferenças entre as preferências por áreas florestais próximas das áreas urbanas e áreas florestais em zonas rurais, mais remotas. No início do milénio, as autoridades suecas estimavam que a frequência das visitas a florestas periurbanas era 250 vezes superior à frequência das visitas a outras áreas florestais (Hörnsten & Fredman, 2000).

Os estudos indicam que as características naturais das florestas urbanas e periurbanas (grupos de árvores, sebes e corpos de água) são largamente preferidas às características artificiais. No entanto, as infraestruturas (caminhos e bancos) são também apreciadas pelos inquiridos porque representam uma garantia da presença humana, dão direção ao percurso e aumentam a sensação de segurança (Jankovska et al., 2014).

A realização de caminhadas, a prática de *jogging*, passear o cão (com ou sem trela), relaxar num ambiente natural e a observação da natureza são os motivos mais frequentemente apontados para as visitas às

⁵ O conceito de “floresta urbana” deve entender-se aqui no sentido mais restrito de bosques urbanos e terrenos florestados, por exemplo, florestas naturais e pequenos bosques. Estas florestas têm sido designadas de florestas periurbanas. Em sentido lato, “floresta urbana” inclui as árvores que crescem nas áreas urbanas e nas proximidades destas com objetivos paisagísticos, recreativos, e incluindo as árvores nas ruas, avenidas, parques urbanos, em áreas anteriormente usadas para uso industriais, assim como aquelas em florestas e jardins urbanos.

florestas periurbanas (Agimass et al., 2017; Bertram & Larondelle, 2017; Japelj et al., 2016; Paletto et al., 2017). Estas atividades traduzem-se numa elevada procura pelos trilhos pedestres pelo que as preferências relativamente estas infraestruturas é um dos aspetos que importa conhecer (Heagney, Rose, Ardeshiri, & Kovac, 2018).

As florestas periurbanas são procuradas por quem deseja um nível de contacto social nulo, servindo de refúgios de privacidade, retiro e solidão, para atividades realizadas individualmente, mas também para convívio. Um dos desafios que se coloca a quem gere estas florestas é, assim, a adequação destes espaços de forma que ofereçam à maioria dos utilizadores as condições mais desejadas. Para isso, a gestão precisa de identificar os vários segmentos de utilizadores, atuais ou potenciais, e respetivo peso. Os estudos empíricos têm demonstrado que existem classes/grupos distintos de utilizadores. Por exemplo, Arnberger et al. (2010), concluem que os visitantes se dividem em três classes heterogéneas no que diz respeito às preferências em termos de densidade social. As três classes distinguem-se mais pelos motivos da visita do que pelas características sociodemográficas e apenas 10% dos visitantes correspondem ao segmento com preferência por densidade social. A nível metodológico, os modelos de classes latentes têm sido uma abordagem utilizada na identificação destes diferentes segmentos (Arnberger et al., 2010; Dhakal et al., 2012; Japelj et al., 2016).

É neste contexto de proximidade da floresta a aglomerados urbanos, que cada vez mais é valorizado o desenvolvimento de intervenções que melhorem as acessibilidades entre a floresta e a cidade e que promovam uma estrutura em rede entre os espaços verdes (eventualmente já existentes) na cidade e os espaços florestais mais próximos (FAO, 2018). Se a melhoria de acessos for complementada com manchas de espécies de árvores e com uma rede contínua de trilhos e ciclo/pedovias, além de se promoverem acessos mais seguros entre a cidade e a floresta, cria-se também uma estrutura verde e de recreio que beneficia a cidade, quem nela habita e trabalha e quem a visita. Um dos exemplos descritos pela FAO (2018), na sua recente publicação, *Forests and sustainable cities*, é o caso da Floresta Soniana (Foret de Soigne) na Bélgica, com cerca de 5 mil hectares. A sua conexão a aglomerados urbanos, a áreas verdes e rurais vizinhas através de trilhos, caminhos e ciclovias foi extremamente valorizado pelos amantes do recreio *outdoor*, particularmente ciclistas, caminhantes, pedestrianistas e cavaleiros. Nalguns pontos, as intervenções foram acompanhadas pela plantação de árvores, propiciando o natural e consequente surgimento de novos biótopos, com efeitos positivos do ponto de vista da biodiversidade e da paisagem.

Esta melhoria da conectividade entre diferentes espaços naturais e rurais, e entre estes e os espaços urbanos através de uma rede ecológica de trilhos, cria um conjunto de benefícios ambientais, económicos e sociais, com efeitos positivos particularmente ao nível do recreio, aplicáveis no contexto das Matas Litorais e dos aglomerados rurais e urbanos mais próximos. Na verdade, esta é a abordagem defendida pela União Europeia, na sua Estratégia de Biodiversidade para 2020 (COM 2011), através do conceito de

infraestrutura verde, isto é, uma “rede estrategicamente planeada de zonas naturais e seminaturais, com outras características ambientais, concebida e gerida para prestar uma ampla gama de serviços ecossistémicos. Incorpora espaços verdes (ou azuis, se envolver ecossistemas aquáticos) e outras características físicas em zonas terrestres (incluindo as costeiras) e marinhas. Em terra, a infraestrutura verde está presente em meios rurais e urbanos” (COM/2013/0249: 3).

A infraestrutura verde baseia-se no princípio de que proteger e valorizar a natureza e os processos naturais, bem como os muitos benefícios que a sociedade humana obtém da natureza, se integra conscientemente no ordenamento e no desenvolvimento do território. Particularizando, em termos da importância sociocultural das florestas urbanas e periurbanas, do seu desenvolvimento e manutenção, também a FAO (2016) sublinha a necessidade de articulação entre o ordenamento do território, o planeamento urbano e as políticas de gestão florestal. A principal convicção é que uma definição e distribuição bem equilibrada da floresta urbana e periurbana pode contribuir para a melhoria do ambiente habitacional, da diversidade paisagística da cidade e para o aumento da qualidade de vida e equidade social da população.

Considerando o território ocupado pelas Matas Litorais, o carácter ininterrupto entre cada uma das Matas e a proximidade entre cada uma delas e os aglomerados rurais e urbanos vizinhos, permite que o conceito de conectividade, de infraestrutura verde possa ser analisada no âmbito sub-local, municipal e intermunicipal.

4.3.5 Recomendações

Do exposto, fica evidente que o aumento da procura das florestas para fins recreativos, a par com a progressiva consciencialização acerca da diversidade de serviços dos ecossistemas prestados pelos espaços florestais, tem motivado um interesse crescente dos investigadores. No que diz respeito à gestão da floresta para fins recreativos, no contexto europeu é evidente a necessidade de aprofundamento do conhecimento através de trabalho adicional de investigação pelos países do Sul e destacam-se pela positiva os progressos já realizados pelos países do Norte. As recomendações (R#) seguintes encontram nesses estudos o seu principal suporte e contemplam duas vertentes. Por um lado, assinalam aspetos que devem ser acautelados nas intervenções a curto prazo (R1 a R6). Por outro lado, indicam a informação a recolher para que no longo prazo as funções de provisão da atividade silvícola (e também de regulação e suporte) sejam articuladas com as necessidades e preferências recreativas (R7 a R11).

- **Recomendação 1.** Nos talhões/parcelas mais diretamente vocacionados para a atividades de recreio, promover a diversidade dos povoamentos (diversidade de espécies e de idades por talhão/parcela), evitando as espécies exóticas invasoras ou com potencial invasor uma vez estas podem pôr em risco a

sustentabilidade destas áreas, além de serem fonte de propágulos para as zonas vizinhas de produção e/ou proteção.

Recomendação 2. A nível da paisagem, promover a diversidade visual entre povoamentos, em termos de idades e espécies.

Recomendação 3. Entre as ribeiras e outros pontos de água e a floresta vocacionada para a função de provisão, salvaguardar uma zona de interface, com espécies mais apreciadas para fins recreativos. Aconselha-se uma extensão mínima de 20 metros.

Recomendação 4. Nas bordaduras dos talhões/parcela coincidentes com os trilhos, promover povoamentos mistos.

Recomendação 5. Nos cortes em lotes não ardidos, preservar as árvores mais velhas, desde que não sejam espécies invasoras.

Recomendação 6. Na (re)marcação dos trilhos, explorar os desníveis no relevo e a passagem junto a árvores excecionais.

Recomendação 7. Identificar as preferências dos utilizadores, atuais e potenciais, de forma a conhecer os aspetos que mais contribuem para o valor de uso recreativo (ver Quadro 1). Neste contexto, avaliar especificamente a forma como a presença de espécies invasoras afeta esse valor.

Recomendação 8. Identificar as preferências dos cidadãos portugueses, de forma a reconhecer valores de uso passivo e respetiva disponibilidade a pagar.

Recomendação 9. Avaliar que subáreas devem ser definidas como floresta periurbana de forma a gerir em conformidade as infraestruturas de apoio.

Recomendação 10. Identificar, de forma articulada entre as autoridades com tutela na gestão florestal e no ordenamento e planeamento urbano, a pertinência e a possibilidade de criar uma rede continuada de espaços verdes de ligação (e também de recreação) entre os aglomerados rurais e urbanos e as referidas áreas de floresta periurbana.

Recomendação 11. Fazer *benchmarking*, analisando modelos de gestão de áreas florestais plantadas de grande dimensão. Prefira-se, a título de exemplo, a floresta de Whakarewarewa em Rotorua (Nova Zelândia) que está dividida em três áreas. Um parque florestal recreativo ocupa 288ha, 289ha foram destinados à conservação da natureza e a área restante, destinada à exploração comercial de várias espécies, está aberta a atividades recreativas como caminhada e BTT (Dhakal et al., 2012).

Finalmente, do ponto de vista metodológico, aconselha-se a utilização de métodos de avaliação económica de modo a obter informação específica acerca das preferências dos utilizadores das Matas

Litorais e dos cidadãos em geral. Recomenda-se, em particular, a aplicação do método da Experiência de Escolhas (*Choice Experiment*) que, nos estudos mais recentes, tem sido o preferido dos investigadores para recolha de informação e posterior análise das preferências relativamente aos atributos da floresta, incluindo equipamentos de recreio.

5. Silvicultura preventiva

5.1 Introdução

O termo “silvicultura preventiva” passou a integrar o jargão florestal sobretudo a partir do final do século XX, associado principalmente à prevenção de incêndios florestais. Entende-se normalmente como silvicultura preventiva a adaptação da gestão florestal de acordo com técnicas/normas/princípios destinados a prevenir a ocorrência de incêndios e, principalmente, a mitigar os seus efeitos no arvoredo e a facilitar ou possibilitar as operações de combate. Na verdade, tendo em conta as características muito particulares de uma boa parte da paisagem florestal portuguesa, em que o risco de fogo é invulgarmente elevado, a gestão florestal deveria estar sempre sujeita a princípios de silvicultura preventiva. Deste modo o termo encerra em si mesmo uma redundância, dado que toda a silvicultura deveria ter em conta o risco de incêndio florestal, eventualmente subordinando os objetivos da silvicultura clássica associados à produção florestal.

Entretanto o termo ganhou um âmbito mais alargado, na medida em que os riscos a que estão sujeitos os maciços florestais não se resumem apenas aos incêndios. A ocorrência de pragas e doenças, a invasão por espécies exóticas e a ação do vento, são riscos que devem igualmente ser tidos em conta no planeamento de longo prazo da gestão florestal. Em particular a expansão das espécies lenhosas invasoras é um problema que tem vindo a assumir uma importância crescente, cuja prevenção deverá ter uma abordagem proporcional a essa importância.

Concluimos assim que, pelo menos no contexto português, a silvicultura preventiva é um conceito que pode assumir um elevado nível de complexidade dada a multiplicidade de aspetos a ter em conta com vista a aumentar a resiliência dos povoamentos aos diversos fatores de risco. Por outro lado, há aspetos fundamentais que não podem ser descurados na gestão florestal, tais como a conservação da biodiversidade, a conservação do solo ou a manutenção da capacidade produtiva, o que aumenta ainda mais a complexidade do problema. Acresce que em muitos casos os critérios técnicos a adotar para a prevenção de um fator de risco, podem ser exatamente contrários aos critérios a adotar para a prevenção de outro. Veja-se por exemplo a prevenção de incêndios com recurso a intervenções frequentes de gestão

dos combustíveis, normalmente contrárias aos princípios de prevenção de espécies invasoras, as quais beneficiam normalmente da introdução de regimes de perturbação recorrente.

O presente capítulo pretende deste modo abordar as diferentes perspetivas a ter em conta na recuperação de longo prazo das Matas Públicas que arderam no dia 15 de outubro de 2017, tendo em conta o aumento da resiliência a vários fatores de risco. Seria inevitável que estas abordagens se fizessem de forma separada, dada a especificidade de cada um dos temas abordados e a dificuldade em encontrar na literatura existente, abordagens multidisciplinares que tratem a questão da prevenção dos riscos de forma integrada. No entanto, são apresentadas no final considerações a este respeito fazendo recurso ao conhecimento existente, e alguns princípios de bom senso que poderão ajudar a delinear o planeamento da futura gestão das Matas Públicas, com vista a aumentar de forma integrada a sua resiliência aos fatores bióticos e abióticos.

5.2 Pragas e doenças

5.2.1 O problema

Nos ecossistemas mediterrâneos, caracterizados por Verões quentes e secos e baixo teor de nutrientes, os pinheiros desempenham um importante papel por formarem com muita facilidade o coberto vegetal dominante e consequentemente por determinarem a estruturação das comunidades bióticas que lhes estão associadas. A sua adaptação aos ecossistemas mediterrâneos é visível na casca grossa que a maioria das espécies apresenta e que lhes permite resistir a fogos de intensidade moderada. Nestes ecossistemas, o pinheiro-bravo assegura a presença de numerosos insetos fitófagos e outros agentes bióticos que deles se nutrem, explorando os nichos alimentares diferenciados que lhes são oferecidos formando ecossistemas desenvolvidos onde ocorrem inimigos naturais, predadores e parasitas, que deles se alimentam ou que os utilizam para se reproduzir e que atuam como agentes de controlo biológico. Por sua vez, os insetos predadores e os parasitóides possuem também inimigos, hiperparasitóides, predadores e doenças, o que permite a existência de cadeias tróficas de elevada complexidade associadas à árvore hospedeira e com repercussões em todo o povoamento. Quando um hospedeiro se torna muito abundante, como se verificou com o pinheiro-bravo, os insetos preferem-no a todos os outros porque usufruem maior quantidade de alimento/local de reprodução com baixos dispêndios de energia (Goff & Harry, 2006).

O fogo tem um importante efeito na ecologia dos povoamentos e na química das árvores. A sua ação altera o *bouquet* de odores emitido pelo arvoredo (Fernandez & Costas, 1999; Santolamazza-Carbone *et al.*, 2011) e consequentemente as relações árvore hospedeira/inseto fitófago. As árvores atingidas pelo fogo libertam monoterpenos voláteis e etanol e os insetos fitófagos, que procuram árvores para se alimentar e reproduzir, interpretam essas emissões como um sinal de vulnerabilidade do hospedeiro. Por

outro lado, os fogos reduzem a cinzas os matos destruindo o habitat dos inimigos naturais dos insetos fitófagos que na grande maioria dos casos dependem, para se alimentar, do pólen e néctar produzidos pelas plantas do estrato arbustivo (Flint & Dreistadt, 1998). A redução a cinzas deste material elimina a existência de focos de inimigos naturais ou força-os a procurar novos hospedeiros, ação de consequências imprevisíveis, e diminui drasticamente a biodiversidade dos povoamentos florestais. Neste tipo de ecossistemas, com pouca biodiversidade, algumas populações de insetos fitófagos exibem crescimentos súbitos, atingem densidades muito superiores às verificadas no estado de equilíbrio e causam danos e prejuízos económicos às essências florestais, constituindo-se como pragas.

5.2.2 As pragas

Os insetos fitófagos desenvolveram formas sofisticadas de detetar e localizar recursos alimentares dos quais a sua sobrevivência e reprodução dependem. Evoluíram para ganhar competências numa resposta rápida ao estímulo visual, mas é sobretudo através do olfato que localizam um bom hospedeiro. Por conseguinte, desenvolveram um sistema olfativo sensível e específico, muito útil num ambiente repleto de combinações odoríferas (Knudsen *et al.*, 2008) que lhes permite reconhecer a diversidade e concentração dos monoterpenos emitidos pelas árvores hospedeiras o que os guia na escolha a efetuar (Bruce & Pickett, 2011). A resposta de um inseto a uma mistura de monoterpenos é diferente da observada quando analisados os constituintes isoladamente.

Para os insetos é importante reconhecer os odores emitidos por um bom hospedeiro, mas também é relevante não gastar energias a tentar colonizar um não hospedeiro ou um hospedeiro previamente infestado. Ao longo do processo evolutivo, esta competência foi adquirida e os insetos reconhecem os odores dos não hospedeiros e os odores emitidos por hospedeiros já infestados (Allison & Hare, 2009).

Dentro das espécies de insetos fitófagos relevantes no ecossistema pinhal, salienta-se a processionária, *Thaumetopoea pityocampa* Schiff, um desfolhador e os escolítideos, insetos xilófagos, cujas espécies mais importantes são o bóstrico grande, *Ips sexdentatus* Boern, o bóstrico pequeno, *Orthotomicus erosus* Woll, a hilésina mediterrânica, *Tomicus destruens* Woll e a hilésina, *T. piniperda* L e o longicórneo do pinheiro, *Monochamus galloprovincialis* Olivier. Este último merece destaque não por ser um agente causador de danos directos mas pelo impacto que causa por transmitir o nematode da madeira de pinheiro, *Bursaphelenchus xilophylus* Nickle.

5.2.3 As doenças

- As doenças florestais associadas ao pinheiro-bravo são maioritariamente fungos, que não possuem mecanismos e/ou estruturas que lhes permitam penetrar no interior dos tecidos do hospedeiro. A sua

disseminação depende da existência de fatores abióticos ou bióticos que lhes possibilitem essa competência. Dentro dos fatores responsáveis pela disseminação dos fungos salientam-se o vento, a água, os utensílios e os artrópodes, estes últimos inquestionavelmente os mais eficazes. O comércio de plantas a nível global tem sido apontado nos últimos tempos como um dos fatores de maior dispersão de doenças em todo o mundo.

- As doenças do pinheiro-bravo estão por conseguinte muito relacionadas com práticas culturais e com a dinâmica dos insetos fitófagos. As doenças florestais mais comuns para o pinheiro-bravo em Portugal são o “dieback” do pinheiro, *Diplodia sapinea*; o lofódermio, *Lophodermium seeditiosum*; a doença dos anéis vermelhos, *Dothistroma septosporum*; mas também, ainda que com menor relevância, as doenças radiculares causadas por *Armillaria* spp e/ou *Heterobasidion annosum*; Porém na última década surgiram ocorrências de novas doenças em pinheiro causadas por fungos até então inexistentes e/ou de pouca relevância no nosso país, como é o caso de espécies do género *Pestalotiopsis* e de outras espécies da família Botryosphaeraceae (Alves *et al.*, 2013; Branco *et al.*, 2014). Particularmente preocupante é a ocorrência dos fungos de quarentena *Fusarium circinatum* e *Lecanosticta acicola* em Portugal (Bragança *et al.*, 2009; Mullet *et al.*, 2018). Estes fungos podem ser disseminados de várias formas, inclusivamente por insetos, mas o comércio de plantas assintomáticas e sementes, constitui um dos maiores perigos para a dispersão destas doenças de quarentena em pinheiro.
- As interações fungos – plantas são muitas vezes prejudiciais às plantas, contudo há fungos, os micorrízicos, que estabelecem associações simbióticas com as raízes e que desempenham um papel fundamental na proteção das florestas. Os fungos micorrízicos promovem uma melhor nutrição mineral e um melhor aproveitamento da água disponível no solo, produzem hormonas que estimulam o desenvolvimento e a ramificação das raízes, alteram a estrutura de todo o sistema radicular e permitem uma melhor instalação da planta. As micorrizas através do manto fúngico que envolve as raízes curtas, fornecem ainda uma barreira mecânica à penetração dos agentes patogénicos. Entre as espécies de fungos micorrízicos que estabelecem simbiose com *Pinus pinaster* salientam-se o *Suillus luteus* ou *Suillus granulatus*, e algumas espécies comestíveis como *Lactarius deliciosus*, *Boletus edulis*, *Boletus pinophilus* e *Amanita caesarea*.

5.2.4 Recomendações

Os fogos florestais e os problemas crescentes de sanidade que o pinheiro-bravo enfrenta põem em risco a existência de povoamentos desta essência florestal e consequentemente da indústria que lhe está associada. O pinheiro-bravo é uma cultura com diversas aplicações industriais, a que acresce, na atualidade, o interesse pela retoma da produção de resina. A resinagem caiu em desuso, mas, mercê dos elevados preços que o produto atingiu nos países asiáticos, está a apresentar um renovado interesse por proporcionar rendimentos anuais consideráveis aos proprietários florestais. Contudo, a resinagem é uma técnica cultural invasiva, que abre feridas no tronco do arvoredo e consequentemente facilita a entrada

de agentes causais, nomeadamente de fungos, pelo que deverá ser cuidadosamente estudada e monitorizada como precaução ao aumento indesejado de populações de fitófagos e de doenças.

No âmbito de silvicultura preventiva associada ao pinheiro-bravo propõe-se:

- Compartimentação dos povoamentos de pinheiro-bravo com faixas de folhosas. Esta medida permitirá introduzir, naturalmente, odores repelentes, evitar manchas continuas de substâncias atractivas e aumentar a diversidade fúngica. Os povoamentos assim constituídos exibirão uma maior resistência à disseminação de insetos fitófagos e uma maior probabilidade de albergar espécies de fungos micorrízicos.
- Monitorização de insetos fitófagos de enfraquecimento e do nematode da madeira de pinheiro permitindo a elaboração de mapas de risco. A utilização de armadilhas iscadas com os atrativos que têm vindo a ser produzidos, testados e reconhecidos como eficazes permitirá avaliar a dinâmica anual das populações de insetos e de doenças e mantê-las a baixa densidade populacional;
- Diagnóstico precoce das árvores infestadas e, ou, infetadas, permitindo uma intervenção localizada. Neste âmbito, diversos métodos têm vindo a ser desenvolvidos. Salientam-se a fotografia aérea, monocromática, a cores ou de infravermelhos e a tomografia de impedância eléctrica.
- Prevenção de pululações de insetos através de boas práticas sanitárias.

O conhecimento acumulado sobre a biologia e ecologia dos insetos fitófagos e sobre a disseminação de doenças revela que a acumulação de sobrantes e material lenhoso oriundo de limpezas, podas e outras operações culturais permite o desenvolvimento anómalo de populações de agentes bióticos nocivos ao arvoredo e suscetíveis de disseminarem agentes patogénicos. Como tal, a acumulação deste material nas matas deverá ser interdita. Contudo, nos casos em que não seja possível cumprir de imediato esta medida de precaução, dever-se-á proceder de seguinte modo: (i) retirar a casca do material; (ii) cobri-lo com plástico ou com outro revestimento apropriado; (iii) tratá-lo com substâncias

químicas, nomeadamente com inseticidas e, ou, repelentes, recorrendo às recentes descobertas científicas nesta matéria.

- Todas as soluções apresentadas apresentam inconvenientes, quer a nível económico quer a nível ecológico, contudo, para uma gestão florestal preventiva, moderna e competitiva, as decisões terão de ser tomadas fazendo uma análise ponderada e caso a caso.
- Gestão de matos

As plantas mediterrâneas do subcoberto arbustivo são importantes produtoras de néctar, necessário à alimentação de inúmeros parasitóides. A manutenção de faixas de matos nas florestas de pinhal é uma prática que favorecerá a manutenção dos agentes de controle biológico.

A gestão ativa da floresta de pinheiro-bravo passa pela compreensão da cadeia trófica estabelecida e da sua condução no sentido de minimizar os impactes económicos e ambientais negativos.

A modelação do efeito dos fatores climáticos no desenvolvimento dos agentes causais, a compreensão das interações estabelecidas entre os referidos agentes, a síntese de substâncias químicas que permitam gerir as populações intervenientes, o desenvolvimento de métodos precoces de diagnóstico, não invasivos e reversíveis e a obtenção de fitofármacos eficazes, inócuos e ambientalmente amigáveis são algumas das ferramentas e técnicas que contribuirão para o aumento da resistência das matas a fatores bióticos na ótica da silvicultura preventiva.

5.3 Plantas invasoras

5.3.1 Aspetos gerais

As características das comunidades autóctones, nomeadamente elevada riqueza de espécies e diversidade e o bom estado de conservação e a estrutura das comunidades, podem funcionar como barreira para as invasões, uma vez que aumentam a resistência biótica (hipótese da Resistência Biótica, (Elton, 1958). Ou seja, de forma geral, comunidades bem conservadas e bem-adaptadas às condições edafo-climáticas são mais resistentes à invasão por parte de espécies exóticas. Neste contexto, de forma a aumentar a resistência às plantas invasoras (em articulação com a Tarefa 3.1), é necessário apostar em promover comunidades autóctones diversas e bem conservadas, maximizando a ajuda que as comunidades de plantas autóctones (nas florestas de proteção, dunas litorais e zonas ribeirinhas), ou outras espécies utilizadas nos modelos de silvicultura (Fase 4), possam dar. A re-vegetação ativa (através de sementeiras e/ ou plantações) pode dar um contributo significativo para impedir o restabelecimento de plantas invasoras (Schuster, Wragg, & Reich, 2018). Conhecendo a dinâmica das comunidades potenciais de plantas autóctones nas áreas ardidas (séries de vegetação) (e.g., (Honrado et al., 2006; MARTINS, 1999; Neto, 1993) e também a ecologia das plantas invasoras, podem usar-se espécies

autóctones, tanto para impedir que determinadas plantas invasoras se instalem em novos locais, como para acelerar a recuperação ecológica de algumas áreas (Duarte, 2016). Principalmente em áreas de conservação, a aposta na conservação/ recuperação das comunidades autóctones para condições próximas das do coberto vegetal original pode servir de barreira natural, limitando a expansão (ou re-invasão) da(s) planta(s) invasora(s). A escolha de plantas autóctones adequadas bem como as exigências ecológicas da(s) planta(s) invasoras a controlar, pode assim influenciar significativamente o sucesso no controlo da invasão (Kettenring & Adams, 2011). A título de exemplo, no controlo de plantas invasoras que beneficiam com luz direta, nomeadamente as acácias, a cana e a erva-das-pampas, pode favorecer-se o ensombramento, recorrendo a sementeiras e/ou plantações com espécies arbustivas e arbóreas, evitando mobilizações do solo que podem favorecer a sua germinação (no caso das acácias) ou multiplicação vegetativa (no caso das canas). No caso das plantas invasoras que ocorrem em áreas potencialmente ocupadas por sobreirais de solos arenosos, como é o caso da mimosa e da acácia-de-espigas, poderá optar-se pela sementeira/ plantação de sobreiro, medronheiro e folhado ou até mesmo tentar cobrir o solo com espécies herbáceas perenes autóctones (Duarte, 2016). Também a recuperação das galerias ripícolas poderá ser acelerada se, após a remoção das espécies invasoras, se plantarem amieiros, salgueiros e/ou freixos. A aposta neste tipo de espécies contribui para a consolidação das margens e a sombra gerada criará condições desfavoráveis ao desenvolvimento das plantas invasoras.

Por outro lado, quanto maior o número de propágulos de espécies invasoras introduzidas, menor será a resistência à invasão (Colautti, Grigorovich, & MacIsaac, 2006), pelo que todo o investimento que se faça no controlo destas espécies (articulação com Tarefa 3.1) contribuirá para a redução de propágulos e, consequentemente, para aumentar a resistência à invasão. Neste sentido, é crucial gerir as espécies invasoras que surgirem nas áreas ardidas (mas também nas não ardidas, já que estas serão sempre fonte de propágulos) o mais cedo possível de forma a prevenir o aumento da pressão de propágulos (ver também parágrafo acima).

Em termos de ambientais, a disponibilidade de recursos abióticos (nutrientes, luz ou fatores climáticos adequados, por exemplo), assim como a abertura de espaço, pode promover o estabelecimento de espécies invasoras. A existência de áreas abertas, e, por outro lado, o aumento de nutrientes disponíveis (*Fluctuating Resource Availability hypothesis* (Davis, Grime, & Thompson, 2000), como ocorre facilmente na sequência de incêndios, pode favorecer e promover as espécies invasoras, pelo que, toda a gestão feita

no sentido de converter rapidamente as áreas ardidas, quer em áreas de proteção como de produção ou recreio, poderá ajudar a aumentar a resistência às plantas invasoras.

Por fim, várias das espécies de plantas invasoras encontradas nas Matas Litorais são beneficiadas pelos incêndios (Silva, Joaquim S.; Marchante, 2012), e, nesse sentido, a gestão que seja feita em termos de DFCI será também uma mais-valia para aumentar a resistência das Matas às plantas invasoras.

5.3.2 Silvicultura e plantas invasoras

A adoção dos princípios de prevenção das plantas invasoras pela gestão florestal não é linear, já que não existe muito conhecimento acumulado sobre modelos silvícolas em matas de pinheiro-bravo que tenham em linha de conta a prevenção da invasão por espécies de plantas exóticas. Existem princípios gerais que podem/devem ser tomados em linha de conta na elaboração dos planos de gestão florestal, mas estes podem nem sempre ser totalmente compatíveis com outros objetivos como a produção de material lenhoso ou a prevenção de incêndios. Neste sentido, o desenvolvimento de modelos de silvicultura deve passar, por um lado, por aprofundar o conhecimento relativamente ao papel da silvicultura de produção no estabelecimento e expansão de espécies invasoras e, por outro, por definir claramente as prioridades em cada local.

Tal como referido antes, um dos princípios tem a ver com o ensombramento, uma vez que uma boa parte das espécies invasoras são normalmente intolerantes ao ensombramento (Martin, Canham, & Marks, 2009), nomeadamente as que ocorrem nas Matas do Litoral. Assim, a manutenção de níveis de coberto de copas mais elevados (lotações do povoamento mais elevadas) pode ser um aliado na prevenção ou atraso destas espécies. Tal poderá trazer igualmente vantagens ao nível do maior desenvolvimento da camada de folhada, que poderá atuar como uma barreira ao recrutamento de novas plântulas. A folhada atua como uma barreira quer impedindo o contacto dos propágulos com o solo, quer dificultando a emergência (e.g. Calviño-Cancela, Lorenzo, & González, 2018). No entanto, a opção de manter lotações elevadas pode contrariar os objetivos de produção estabelecidos em termos da quantidade e da qualidade de material lenhoso a extrair ao longo do ciclo de produção.

Também como referido antes, um outro princípio tem a ver com a manutenção de um nível mínimo de perturbação do sistema, de modo a não potenciar a germinação a partir de bancos de sementes latentes ou de propágulos transportados pelo vento, pela água ou por animais. Deste modo o ideal será minimizar as operações que impliquem a remoção da folhada e a perturbação do solo. Este aspeto tem uma implicação direta no regime de intervenções preconizado, nomeadamente desbastes, mas também no ciclo de produção, ou seja, na revolução do povoamento florestal. Quanto menor a frequência de desbastes e quanto maior a revolução adotada, menor o nível de perturbação e menor o risco de aparecimento de novos focos de invasão. A minimização das perturbações é particularmente problemática no que diz respeito à prevenção de incêndios florestais. Caso se preveja a implementação de um programa alargado de ações de fogo controlado para diminuição da carga de combustível, é possível que essas ações venham a estimular a expansão de espécies invasoras, dependendo do regime de fogo adotado. O mesmo acontece com a manutenção de faixas de gestão de combustível, as quais,

apesar de geridas, servem de corredores de disseminação de propágulos e podem contribuir para aumentar o problema da invasão de plantas (Merriam, Keeley, & Beyers, 2006). Um problema semelhante pode resultar da abertura de caminhos para o acesso ao combate a incêndios, já que as vias de comunicação podem também funcionar como corredores de dispersão de propágulos (von der Lippe, Bullock, Kowarik, Knopp, & Wichmann, 2013).

Perante este tipo de conflitos de gestão, é difícil atingirem-se os vários objetivos simultaneamente, pelo que há que definir claramente prioridades para cada local a gerir. É fundamental apostar no aumento do conhecimento científico que permita articular a gestão silvícola e de prevenção de incêndios com a prevenção de plantas invasoras, com particular importância no caso das Matas Públicas do Litoral. No caso da prevenção de incêndios há que definir critérios técnicos através da elaboração de um guia de fogo controlado que permita minimizar os efeitos indesejados da gestão de combustíveis na expansão das plantas invasoras. Porventura, será até possível incorporar medidas de gestão de plantas invasoras com ajuda de fogo controlado, atingindo simultaneamente objetivos de controlo das invasoras e de gestão de combustíveis. Neste contexto, foi criado o Grupo Operacional Fogo e Invasoras (projeto PDR2020-101-030919 - <http://ia.pt/go4>) que tem precisamente como uma das principais linhas de ação o desenvolvimento de critérios técnicos de uso do fogo, de forma a tentar conciliar os objetivos de gestão de combustíveis com os objetivos de prevenção/controlo de espécies invasoras.

5.3.3 O caso particular do eucalipto

Não querendo aqui entrar na discussão sempre controversa, sobre o estatuto invasor do eucalipto (*Eucalyptus globulus*), pareceu-nos, no entanto, importante incluir algumas notas e alguns dados de campo sobre o impacto que esta espécie pode ter ao nível da colonização de novos espaços ou do aumento da densidade em áreas já dominadas por eucalipto. Para tal socorremo-nos de informações recolhidas na Mata do Urso e de dados recolhidos nos concelhos de Santa Comba Dão e de Tondela, onde existe uma grande preocupação das autarquias quanto a este problema. Estes dados foram recolhidos entre setembro e outubro de 2018, ou seja, cerca de um ano após o incêndio de 2017. O enquadramento no âmbito do presente capítulo justifica-se quanto à opção de manter ou não eucaliptos em alto-fuste que poderão, nomeadamente em caso de incêndio, vir a originar densidades muito elevadas de novas plantas, constituindo um difícil problema de gestão.

Os incêndios de 15 de Outubro de 2017, terão provocado a libertação sincronizada de uma enorme quantidade de sementes de eucalipto nas áreas afetadas pelo fogo (Santos, Matias, Deus, Águas, & Silva, 2015). A época do ano em que o fogo ocorreu terá potenciado o estabelecimento o estabelecimento de plântulas, dado que a deiscência ocorreu em condições ótimas de germinação. Esta dispersão terá ocorrido sobretudo nas áreas já ocupadas pela espécie, mas também nas áreas envolventes, conduzindo ao recrutamento em massa de uma enorme quantidade de plântulas. Um bom exemplo deste processo é o eucaliptal instalado no início do XX no antigo Pântano do Juncal Gordo na Mata Nacional do Urso (Figura 8), com vista à drenagem desta área por motivos de saúde pública (Vieira, 2007). As contagens feitas em outubro de 2018 em 10 parcelas de um metro quadrado, revelaram uma densidade superior a meio

milhão de plântulas por hectare ($57,8 \pm 4,1$ plântulas/m²; n=10). A média ($\pm$ erro padrão) das alturas de 50 plântulas escolhidas aleatoriamente nas 10 parcelas foi de $85,1 \pm 5,6$ cm). Noutras zonas do mesmo povoamento havia manchas em que a regeneração de eucalipto apresentava alturas modais superiores a 2 m. À data das medições as plantas deveriam 10-11 meses. Esta estimativa da idade é razoavelmente segura, pois a deiscência após fogo pode estender-se ao longo de oito semanas e a germinação dá-se dentro de cerca de uma semana se as condições forem favoráveis (Santos et al., 2015). Estes resultados para a Mata do Urso são semelhantes aos que foram obtidos em parcelas amostradas durante visitas realizadas nos concelhos de Santa Comba Dão (densidade de $149,0 \pm 57,5$ plântulas/m², n=4 parcelas; média das alturas modais de $95,0 \pm 20,6$ cm; n=4 parcelas) e de Tondela (densidade de 34 plântulas/m², n=1; altura média de $82,8 \pm 7,0$ cm, n=16 plantas). Esta proximidade de valores deve-se ao facto de o processo de deiscência e posterior germinação ter sido iniciado sensivelmente ao mesmo tempo em todos os eucaliptais queimados a 15 de outubro. É de prever que a densidade diminua ao longo do tempo devido a um processo de auto-desbaste, mas não existem estudos de dinâmica populacional que permitam prever com segurança a evolução destas áreas. Com vista a esclarecer a questão da demografia da regeneração natural de eucalipto foram instaladas na Mata do Urso parcelas permanentes para estudar a evolução da cohort de plantas, prevendo-se a instalação de mais blocos de parcelas noutros locais. Da mesma forma, não existem estudos que permitam prever qual o resultado da competição com outras espécies, nomeadamente com as plântulas de acácia que apresentavam, na Mata do Urso, uma densidade semelhante ($52,9 \pm 15,5$ plântulas/m²) às plântulas de eucalipto. Em relação à evolução da densidade podemos tomar como referência o inventário da regeneração natural de eucalipto (povoamentos geridos e abandonados) em áreas queimadas apresentado em Águas et al. (2014) cinco a sete anos após o fogo. Este estudo revelou uma densidade média de 0,48 plantas/m² e uma altura média de 2,7 m. Em relação à competição com outras espécies, o trabalho realizado por Moreira et al. (2013) com o mesmos dados de campo do estudo anterior, aponta para uma ocorrência significativa de espécies nativas, sobretudo

resultante de regeneração de toíça, mas não são apresentados resultados acerca da estrutura da vegetação.



Figura 8. Regeneração seminal de eucalipto na Mata Nacional do Urso em julho de 2018, nove meses após o fogo (Foto João Pinho).

Muito embora a regeneração de eucalipto apenas ocorra em algumas áreas das Matas do Litoral, a gestão desta regeneração, nos locais onde ocorre, pode apresentar grandes dificuldades devido à grande densidade de plantas, à elevada taxa de crescimento e à extrema resiliência das populações de plantas. Por exemplo a viabilidade do uso do fogo controlado para eliminar a regeneração parece bastante limitada. A análise de uma amostra de plantas recolhidas em Tondela revelou um teor de humidade de 211%. As várias tentativas para queimar as plantas recolhidas no campo revelaram-se por isso infrutíferas. A possibilidade de corte moto-manual com a utilização de motoroçadoras é de eficácia duvidosa pois as plantas desenvolvem um lignotuber logo a partir dos 3 mm de diâmetro, que poderá permitir a regeneração vegetativa logo desde muito cedo (Figura 9). No entanto não existem ainda evidências experimentais (há ensaios em curso na Mata do Urso) que permitam saber exatamente qual a idade máxima em que o corte ainda poderá ser eficaz. Já a hipótese de arranque, parece ser bem mais eficaz, se ocorrer antes da próxima primavera, mas os custos associados são muito elevados. O resultado de

quatro ensaios de arranque manual de plantas realizados em Santa Comba Dão, indica que poderão ser necessárias entre 35 a mais de 100 jornas por hectare, dependendo da densidade de plantas.



Figura 9. Raízes de plântulas de eucalipto com cerca de 10-11 meses evidenciando a presença dos lignotubers junto ao colo da raiz (foto Mauro Nereu).

Ainda mais preocupante que a germinação em massa no interior dos povoamentos de eucalipto, é a capacidade que a espécie tem de se expandir para lá das áreas plantadas. Trabalhos anteriores sugerem distâncias máximas de dispersão entre 75-80 m (Calviño-Cancela & Rubido-Bará, 2013; Fernandes, Antunes, Pinho, Máguas, & Correia, 2016). Através de um voo de um veículo aéreo não tripulado (drone) efetuado na Mata do Urso, chegámos a uma distância máxima muito semelhante (70-80 m) seguindo a direção dos ventos dominantes a partir de um conjunto de nove eucaliptos (sete de maior dimensão) isolados, longe de qualquer eucaliptal e mantidos em alto-fuste junto a uma das estradas que atravessam a Mata (Figura 10). Através de um processo de classificação automática da imagem, chegámos a uma área invadida estimada em 3261m² e a um número estimado de plantas de 2383. Este último valor é seguramente uma estimativa muito conservadora, dado existirem plantas de pequenas dimensões não detetadas e núcleos de plantas difíceis de contabilizar através de métodos automáticos. Este caso de estudo em condições muito particulares tem sobretudo interesse por permitir avaliar o risco de manter sementões de eucalipto em alto fuste em áreas de pinhal-bravo. Mesmo em situações em que o pinhal esteja em condições de assegurar a regeneração por semente, dificilmente os jovens pinheiros, ou qualquer outra espécie, conseguem competir em crescimento, com a regeneração natural de eucalipto. São, no entanto, necessários estudos adicionais para sabermos qual a dinâmica de crescimento e competição desta regeneração nos ecossistemas onde ocorre. Estes estudos deverão fazer uso de técnicas de deteção remota, da monitorização de parcelas permanentes e do recurso a análise parental utilizando marcadores genéticos, de modo a tentar compreender a dinâmica temporal e espacial da expansão das manchas de eucalipto em áreas sujeitas a fogo e sem gestão, tal como ocorrem frequentemente em vastas áreas do Continente Português. Em outubro de 2018 teve início o projeto de investigação Wildgum II

(POCI-01-0145-FEDER-030435 - <http://iia.pt/wildgum-ii>), cujo principal objetivo é precisamente o de permitir conhecer esses mecanismos e essa dinâmica, utilizando as técnicas atrás referidas.



Figura 10. Imagens da área anexa a um renque de eucaliptos na Mata do Urso. A – ocupação anterior ao fogo (imagem Google Earth); B – perspectiva aérea da expansão da regeneração natural em outubro de 2018; C – Ortofotomapa com a marcação da regeneração natural e d

5.3.4 Recomendações

Para além das recomendações já avançadas anteriormente, importa realçar alguns aspetos de carácter geral, quanto ao aumento da resiliência às espécies invasoras numa perspetiva de médio prazo. Em termos gerais, a suscetibilidade dos sistemas florestais à invasão por espécies exóticas aumenta com o nível de perturbação desses sistemas, seja causado por fogo, seja por outro tipo de perturbações. De um modo geral a manutenção de sistemas mais maduros, mais fechados, mais diversos e mais estáveis tende a prevenir a expansão de espécies invasoras, as quais apresentam normalmente um comportamento oportunístico, sempre que existe uma alteração que permita a entrada de luz e a exposição do solo. O mesmo acontece com a abertura de infraestruturas lineares tais como vias de comunicação ou faixas de gestão de combustíveis, as quais têm sido recorrentemente associadas a uma maior ocorrência e dispersão de espécies invasoras. Finalmente a manutenção em alto-fuste de indivíduos de espécies com comportamento potencialmente invasor pode funcionar como uma bomba-relógio, à “espera” de uma perturbação, nomeadamente o fogo, que atua como elemento facilitador da sua expansão, tal como parece estar a acontecer na sequência dos incêndios de 15 de outubro de 2017.

Deste modo, e se a prioridade for estritamente a necessidade de prevenir a expansão de espécies invasoras em áreas onde ainda não ocorrem ou onde já não ocorrem (situação mais rara), é necessário mudar consideravelmente a perspetiva intervencionista que se tem da floresta em Portugal e tentar abordagens de uma silvicultura mais próxima da natureza, com uma intervenção mínima, tal como se pratica em muitos outros países da Europa. Pelo contrário, nos casos em que a existência de espécies invasoras é já uma realidade, a perspetiva é exatamente a oposta, sendo necessárias intervenções de controlo ou, se possível erradicação muito além daquilo que tem sido norma na maior parte das situações. Em muitas situações existirão eventualmente conflitos com outro tipo de prioridades, em particular a prevenção de incêndios, a qual se baseia frequentemente em ações que conduzem a maior insolação, maior exposição do solo e à remoção de barreiras à instalação de propágulos. Há no entanto indicações que a manutenção de sistemas mais maduros (ver secção seguinte e, por exemplo Román-Cuesta, Gracia, and Retana (2009)) pode ser uma opção benéfica quer do ponto de vista da prevenção de incêndios quer do ponto de vista da prevenção das espécies invasoras. Há situações onde esse estado de maturação pode ser mais facilmente atingido, como é o caso das linhas de água, onde a recuperação da vegetação nativa pode ser mais rápida, se for apoiada pelo controlo local das espécies invasoras. No entanto para a grande parte da área de pinhal queimando onde a ocorrência de espécies invasoras é já generalizada e a recuperação da vegetação “desejável” não é tão fácil, o recurso a soluções de larga escala incluindo tratamentos de corte e fogo, poderá ser a única via para tentar impedir o domínio da vegetação exótica. No entanto o conhecimento a este respeito é muitíssimo escasso, pelo que é absolutamente necessário

recorrer à experimentação para dispor de recomendações técnicas com bases credíveis quanto à sua eficácia.

5.4 Incêndios

5.4.1 Aspetos gerais

Coníferas instaladas em situações edafoclimáticas produtivas e expostas a piro-climas agressivos são muito vulneráveis a incêndios florestais, especialmente quando formam povoamentos densos e são compostas por espécies que produzem leitos de folhada pouco compacta. Em tipos de floresta onde o fogo de copas pode ter alguma relevância como é o caso do pinhal bravo, o objetivo primário da silvicultura preventiva é garantir que o fogo fique adstrito aos estratos superficiais (folhada e vegetação sob coberto). Para tal as intervenções devem seguir a seguinte hierarquia de prioridades (Agee & Skinner, 2005):

1. Tratamento do combustível de superfície.
2. Desramação e eliminação dos combustíveis de transição, resultando em maior descontinuidade vertical.
3. Desbaste para redução da densidade do povoamento, resultando em maior descontinuidade no estrato combustível da copa.

A definição com base científica de orientações gerais e prescrições de silvicultura preventiva e gestão de combustíveis para pinhais, e em particular para o pinhal bravo, é relativamente recente. Deixando de lado a vasta literatura norte-americana sobre resistência e resiliência ao fogo em florestas de coníferas, que é firmemente baseada em evidência empírica, mas não é totalmente extrapolável para plantações, vale a pena referir a solidez e abrangência dos documentos técnicos que a este respeito têm vindo a ser produzidos na Austrália desde a década de 60 do século XX, e que culminaram nas recomendações de FFMG (2007).

Na Europa, e especificamente para o pinhal bravo, registaram-se avanços significativos nos últimos anos, incluindo uma revisão sobre a ecologia e gestão do fogo (Fernandes e Rigolot 2007); a integração do risco de incêndio na calendarização da gestão florestal (Garcia-Gonzalo *et al.*, 2014); a eficácia do fogo controlado na DFCI (Fernandes *et al.*, 2004; Fernandes, 2009); a relevância do controlo arbustivo na mitigação de fogo de copas (Castedo-Dorado *et al.*, 2012); e prescrições de silvicultura preventiva inferidas da sobrevivência das árvores a múltiplos incêndios (Fernandes *et al.*, 2015), resultantes de diagramas de gestão de densidade (Gómez-Vazquez *et al.*, 2014), e formuladas especificamente para as Matas Litorais com base em simulação (Botequim *et al.*, 2017).

Em fustadio e alto fuste os incêndios que percorreram as matas litorais em outubro de 2017 foram essencialmente fogos de superfície, com combustão parcial ou localizada das copas, dada a

descontinuidade vertical existente, tendo de modo geral o fogo ativo de copas ocorrido apenas em pinhal de altura inferior a 10-12 m. Ainda assim, os incêndios propagaram-se com características de velocidade e intensidade bastante acima da capacidade tecnológica de extinção. Portanto, um segundo objetivo da gestão de combustíveis é garantir que um potencial incêndio possa ser eficazmente combatido. Finalmente, verificou-se dessecação total das copas das árvores na quase totalidade da área ardida. Deste modo, um terceiro, e mais exigente objetivo da gestão de combustíveis será então reduzir a severidade do fogo no estrato arbóreo, de preferência assegurando a sobrevivência das árvores.

5.4.2 Silvicultura preventiva de incêndios nas Matas Litorais

A análise dos dados meteorológicos das estações do IPMA em Alcobaça e Leiria revelou que no período de 2001-2017 houve condições conducentes a incêndios destrutivos, e que estão para lá da capacidade de extinção da “cabeça” do incêndio, em 15,5% do total dos dias, correspondendo à soma dos dias classificadas como de perigo Muito Elevado a Catastrófico (Tabela 13). Em particular, ocorreram sete dias de perigo Catastrófico, correspondendo as condições mais extremas ao dia 15 de outubro de 2017. A exposição das Matas Litorais a eventos pirometeorológicos severos é, portanto, significativa, pese embora a relativa suavidade oceânica do clima estival.

Tabela 13. . Distribuição da classificação do perigo meteorológico de incêndio (com base no índice FWI do Sistema Canadano de Indexação do Perigo Meteorológico de Incêndio) 2001-2017.

Classe	Intervalo FWI	% dos dias
Reduzido	< 8,5	53,57
Moderado	8,5-17,1	18,04
Elevado	17,2-24,5	12,88
Muito Elevado	24,6-38,2	12,70
Extremo	38,3-59	2,70
Catastrófico	≥ 60	0,12

Um estudo anterior procedeu à análise sistemática do comportamento potencial do fogo num dia de perigo meteorológico severo (mas não Catastrófico) na Mata Nacional de Leiria a partir da identificação de 94.207 combinações únicas de variáveis topográficas, modelos de combustível e de estrutura dos povoamentos (Botequim *et al.*, 2017). O comportamento do fogo (máximo possível em cada pixel) foi simulado com a aplicação FlamMap e a análise estatística dos resultados permitiu gerar um conjunto de regras de decisão conducentes à redução do risco de incêndio através da gestão de combustíveis e da silvicultura preventiva. A Figura 11 mostra, para os dados de Botequim *et al.* (2017), a relação entre os valores simulados da intensidade frontal do fogo – a variável que determina a possibilidade de controlo

de um incêndio e em larga medida a transição para fogo de copas e a mortalidade do arvoredo – e descritores estruturais do pinhal. É manifesta a influência (direta ou indireta através da influência no combustível e meteorologia) da altura dominante do povoamento e do grau de descontinuidade vertical no comportamento do fogo, uma vez que explicam cerca de 70% da variação modelada. A densidade foliar das copas e a área basal são também influentes, mas em bastante menor grau.

Em conjunto, a Figura 1 indica claramente menor intensidade do fogo em pinhais mais altos, com copa mais distante do solo, e maior área basal, mas com menor densidade foliar, o que indica que a maturidade estrutural está associada a uma menor suscetibilidade ao fogo desde que o coberto de copas não seja excessivo. A Figura 1, tal como a análise de Botequim *et al.* (2017), indicam uma acentuada redução da intensidade do fogo a partir de alturas de base da copa de 7-10 metros, alturas dominantes de 14-15 metros e áreas basais de 24 m² ha⁻¹.

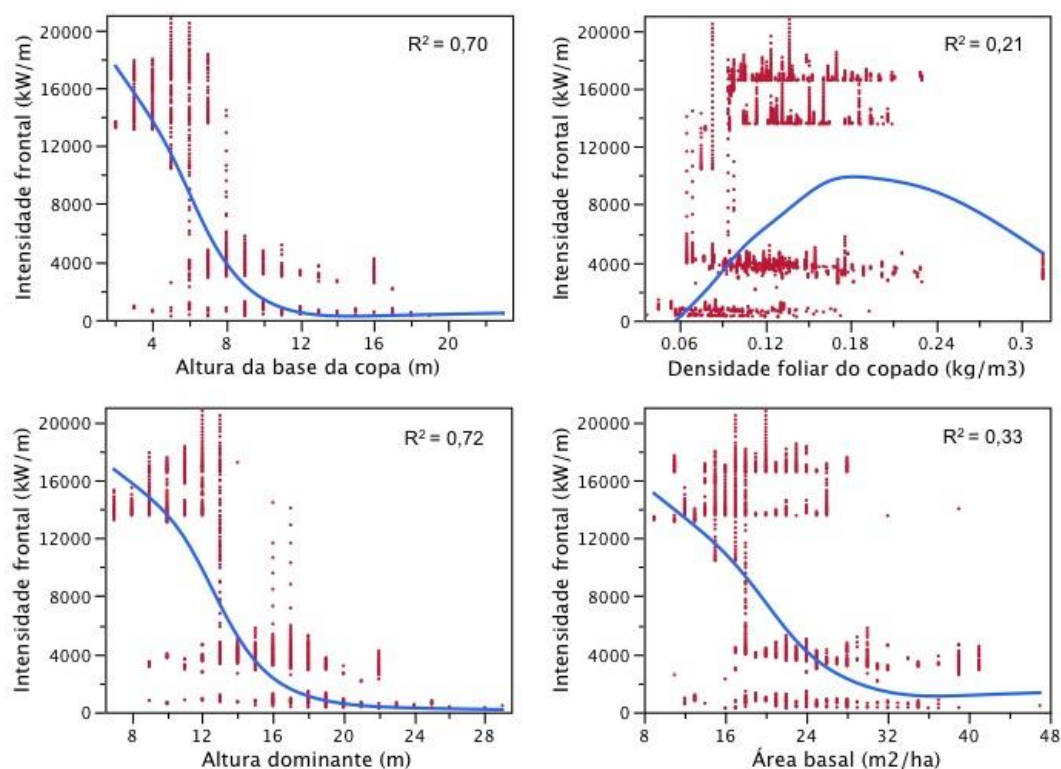


Figura 11. Relação entre a intensidade frontal do fogo e métricas de estrutura do pinhal bravo na Mata Nacional de Leiria com base nos dados de Botequim *et al.* (2017). As curvas (e correspondentes coeficientes de determinação, R^2) resultam de splines cúbicos ajustados aos dados.

Recorremos a uma análise de *clusters* dos dados de Botequim *et al.* (2017) para segmentar a variabilidade estrutural dos povoamentos da Mata Nacional de Leiria, reduzindo-a às situações mais representativas. Os resultados são enquadráveis nas fases fisionómicas bastio, fustadio e alto fuste de desenvolvimento do pinhal bravo (Tabela 14). Para cada uma das fases fisionómicas definimos uma prescrição de gestão de

combustíveis, respetivamente desramação até 7 m de altura e redução da área basal em 20% no bastio e redução (nas três fases) da carga de combustível fino nos estratos de superfície para 8 ton /ha; este valor é relativamente elevado, mas ainda compatível com reduções drásticas no comportamento do fogo observadas em fogos experimentais (Fernandes *et al.*, 2004) e em incêndios (Burrows *et al.*, 2000) e corresponde à acumulação de combustível expectável decorridos três anos após a intervenção. Note-se que as prescrições para as fases de fustadio e alto fuste levaram em conta as observações feitas na Mata Nacional de Leiria após o incêndio de outubro de 2017 (predominância de fogo de superfície) e são algo conservadoras, ou seja dispensaram intervenções no copado a fim de limitar o aumento da velocidade do vento e a diminuição do ensombramento no interior do povoamento.

Tabela 14. Valores médios dos descritores estruturais dos pinhais da Mata Nacional de Leiria, obtidos por análise de clusters dos dados de Botequim et al. (2017).

Grupo	Alt. dom. (m)	Nº ha ⁻¹	dg (cm)	Área basal (m ² ha ⁻¹)	Alt. base copa (m)	Densidade foliar (kg m ⁻³)
Bastio	10,2	1288	13,4	19,5	4,5	0,158
Fustadio	14,4	604	22,7	22,3	7,5	0,118
Alto Fuste	21,1	287	36,2	28,0	13,3	0,090

Em seguida foi efetuada a simulação do comportamento (velocidade de propagação, intensidade frontal) e efeitos do fogo (altura de dano na copa em proporção da altura da árvore, por dessecação ou combustão) para cada um dos grupos identificados, com e sem tratamento, e para cada um dos dias da série temporal 2001-2017. Usou-se o sistema de equações PiroPinus, expandido para situações de incêndio (Fernandes *et al.*, 2012; Fernandes, 2014) e em ligação com modelos de transição para fogo de copas (Van Wagner, 1977) e de velocidade de propagação de fogo de copas (Cruz *et al.*, 2005). As características dos combustíveis de superfície necessárias para as simulações (altura, carga por estrato) foram assumidas a partir de dados prévios obtidos por amostragem destrutiva na Mata Nacional Leiria e de estimativas baseadas nos dados do Inventário Florestal Nacional. A simulação considerou o efeito da estrutura do povoamento na velocidade do vento à superfície, a qual foi ajustada a partir dos dados meteorológicos das estações do IPMA, que resultam da medição a 10 metros de altura e em terreno aberto. Como regra simples (e que potencialmente conduz a subestimação, especialmente em situações

de seca pronunciada) de sobrevivência das árvores médias de cada situação assumimos um rácio inferior a 2/3 de altura de copa danificada relativamente à altura das árvores (Catry *et al.*, 2010; Vega *et al.*, 2011).

Os benefícios da gestão de combustíveis (Tabela 15), medidos pelo grau de alteração relativamente à situação não intervencionada, diminuem no sentido bastio > fustadio > alto fuste, o que faz sentido porque as intervenções silvícolas se restringiram à fase do bastio e porque as fases seguintes são menos propensas a fogo de copas. Em todo o caso, os benefícios revelaram-se consistentemente elevados, com reduções de 3-5 vezes no caso da intensidade frontal do fogo, e um pouco mais elevados à medida que as condições meteorológicas se tornaram mais severas, ou seja na transição da mediana para o percentil 90 e deste para o percentil 97,5. O aumento do número de dias em que a sobrevivência das árvores ao fogo é tornada possível pelo tratamento é particularmente elevado no caso do bastio, o que não surpreende, uma vez que a resistência estrutural era à partida bastante menor e a carga de combustível mais elevada do que nos casos do fustadio e do alto fuste.

Tabela 15. Intensidade frontal do fogo e sobrevivência das árvores após incêndio, expressa em % do nº de dias no período 2001-2017, em pinhal sem e com gestão de combustíveis na Mata Nacional de Leiria. Para cada fase fisionómica a 1ª linha indica os valores em p

Fase	Intensidade frontal (kW m ⁻¹)			Sobrevivência (%)
	Perc. 50	Perc. 90	Perc. 97.5	
Bastio	2053	3674	4887	2,4
	513	801	989	41,9
	4,0	4,6	4,9	17,5
Fustadio	1961	3672	5037	14,2
	543	867	1089	70,9
	3,6	4,2	4,6	5,0
Alto Fuste	1670	3067	4164	38,6
	574	936	1193	95,1
	2,9	3,3	3,5	2,5

A Figura 12 mostra como o benefício do tratamento em bastio varia com o índice FWI de perigo meteorológico de incêndio. Há uma tendência muito ligeiramente crescente do benefício associado à velocidade de propagação, mas enorme variação quando o FWI é reduzido a moderado, incluindo valores <1, ou seja, em certas circunstâncias a intervenção aumentou a velocidade de propagação relativamente ao não tratamento, o que pode ser consequência do aumento da velocidade do vento no interior do pinhal após a desramação e o desbaste. Pelo contrário, o aumento do desempenho do tratamento para valores

de FWI mais altos é mais consistente, e explicável pelo facto do tratamento mitigar a probabilidade de fogo de copas mesmo em condições meteorológicas mais severas. Fogos de copas são mais intensos porque são mais rápidos que os fogos de superfície e consomem mais biomassa. Os rácios testemunha/tratamento aumentam enormemente tanto para a velocidade de propagação como para a intensidade frontal no dia 15 de outubro de 2017, o que indica um efeito mitigador surpreendentemente muito elevado que apenas se revela nas condições meteorológicas mais adversas.

O rácio testemunha/tratamento relativo à altura relativa de dano na copa, que é o fator mais influente na sobrevivência das árvores ao fogo, declina muito rapidamente com o aumento do FWI e é praticamente irrelevante a partir da classe de perigo Elevado. A altura de copa chamuscada aumenta com a intensidade do fogo mas a altura das árvores é constante e é relativamente baixa (14,4 m), o que implica que o potencial de dano rapidamente supere a dimensão das árvores e a intervenção seja irrelevante no que respeita à sobrevivência das árvores. A repetição desta análise para pinhais mais altos (fustadio e alto fuste) daria resultados um pouco mais favoráveis.

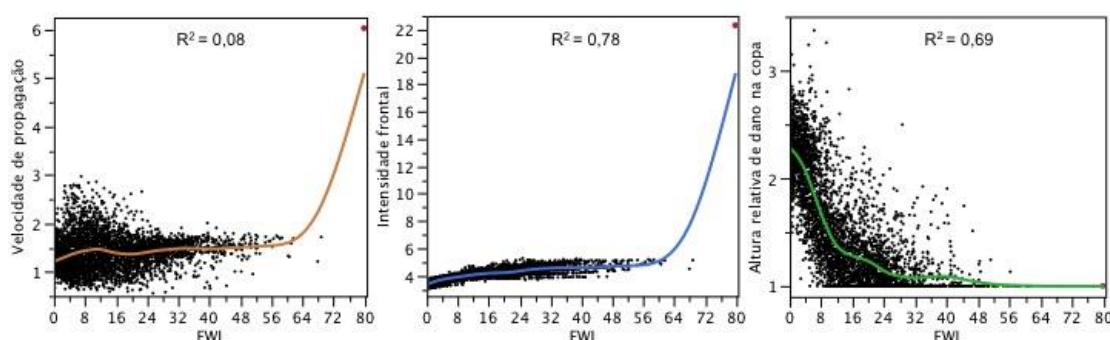


Figura 12. Rácios antes / depois do tratamento, para a velocidade de propagação, intensidade frontal e altura de dano na copa, num bastio de pinhal bravo na Mata Nacional de Leiria.

5.4.3 Recomendações

Os resultados das simulações de comportamento do fogo confirmaram a mais valia das intervenções de silvicultura preventiva e gestão de combustíveis na mitigação do comportamento do fogo, e, portanto, na efetividade das operações de combate a incêndios, particularmente em povoamentos mais jovens e estruturalmente mais vulneráveis. Estes benefícios mantiveram-se ou aumentaram com o agravar das condições piro-meteorológicas. Pelo contrário, mostram que é pouco realista esperar aumentos da probabilidade de sobrevivência das árvores decorrentes das intervenções, a não ser talvez em pinhais

mais altos e num prazo mais curto após o tratamento, sendo que há evidência empírica que suporta esse benefício (Burrows *et al.*, 2000; Fernandes *et al.*, 2004, 2015).

Os benefícios da silvicultura preventiva dependem do seu planeamento espaço-temporal e do esforço (% da área sujeita a tratamento) empreendido. Os modelos de simulação atualmente existentes, tanto à escala do povoamento florestal (BehavePlus, Amicus, PiroPinus) como à escala da paisagem (FARSITE, FlamMap), permitem avaliar a eficácia das opções de gestão de combustíveis e silvicultura preventiva, incluindo o esforço de tratamento médio anual e os padrões espaciais das intervenções, constituindo-se, portanto, como ferramentas úteis no apoio à decisão. O desenho de prescrições de silvicultura preventiva para as Matas Litorais deverá ser informado pelo estudo do histórico de incêndios de grandes dimensões e das condições meteorológicas conducentes, o que permite associar prescrições efetivas para cenários meteorológicos específicos e com probabilidades de ocorrência definidas.

Em particular o programa FlamMap (Finney, 2006) poderá ter uma utilização privilegiada no planeamento da prevenção de incêndios. Este software de simulação espacial do comportamento do fogo define os locais em que o tratamento de combustíveis bloqueia ou diminui o avanço da frente de chamas de acordo com um algoritmo de otimização, resultando, portanto, em menor área queimada. A elaboração de planos de gestão de combustíveis deverá assim fazer uso deste tipo de ferramentas de apoio à decisão, complementando o conhecimento existente sobre os locais a tratar.

Entre as recomendações passíveis de adoção nas Matas Litorais podemos indicar:

- Intervenção em mosaico (escala do talhão ou do sub-talhão), tendencialmente aleatória no espaço e portanto menos eficaz, a não ser para esforços de tratamento elevados (5-10% da área por ano) que resultam em 20-40% de área tratada efetiva em qualquer momento;
- Intervenção estratégica, definida com ou sem o auxílio de software de simulação, por exemplo através do estabelecimento de zonas em que o potencial de fogo de copas é anulado, as designadas “crown-fire free zones” e que devem ocupar cerca de 20% do total da área, com largura recomendada de 200 metros (FFMG, 2007), ou as faixas de gestão de combustível com largura de 500 metros e estabelecidas a intervalos de 3 km recomendadas por Burrows *et al.* (2000).

Estas recomendações podem parecer excessivas, particularmente à luz dos normativos e práticas nacionais. No entanto, muito dificilmente se conseguem resultados substanciais através das práticas atuais, que não impedem que os incêndios contornam, percorram ou transponham (por projeção) as faixas de gestão de combustível da rede primária e, por maioria de razão, as faixas das redes secundária e terciária. A este respeito, a rede divisional de aceiros e arrifes das Matas Litorais é

totalmente ineficaz, a não ser eventualmente nos flancos do incêndio ou como ponto de ancoragem para o ataque indireto.

O fogo controlado deverá ser equacionado como uma técnica a adotar mais generalizadamente na defesa das Matas Litorais contra incêndios, seguindo os exemplos de sucesso em regiões do mundo com características similares, dos quais o pinhal bravo plantado no sudoeste da Austrália em substrato arenoso a partir de semente proveniente da Mata Nacional de Leiria constitui o exemplo mais paradigmático (e.g. Burrows *et al.*, 2001). Desta forma deverão ser desenvolvidos planos de fogo controlado para a região e criada uma rede de parcelas experimentais. Tendo em conta os efeitos potenciais do uso do fogo na expansão de espécies invasoras, o desenho experimental deverá ser implementado em associação ou integrado no projeto Fogo e Invasoras. Estas parcelas deverão apoiar a caracterização do complexo combustível que permita a simulação do comportamento do fogo e, simultaneamente, servir de apoio à realização de ensaios de fogo controlado destinados a produzir prescrições para controlar as espécies lenhosas invasoras.

5.5 Tempestades

5.5.1 Impacte do vento como agente abiótico de distúrbio no desenvolvimento dos povoamentos

Os ventos fortes constituem um dos riscos abióticos mais importantes nos sistemas florestais, ameaçando a produtividade das florestas geridas, uma vez que os danos infligidos às árvores ocorrem normalmente em povoamentos num estado de maturidade ou semi-maturidade (Quine, 1995). As perdas podem ser substanciais e envolver uma redução da quantidade de lenho a obter no corte final, devido à quebra e degradação do material, custos acrescidos durante a remoção das árvores e perda do potencial produtivo. As árvores caídas podem ainda constituir um fator de sensibilidade para o desenvolvimento de focos de infeção e ataque de pragas.

Em Portugal, o estudo da dinâmica dos povoamentos florestais (em geral, e do pinheiro-bravo, em particular), ignora vulgarmente a componente de danos associados a tempestades, admitindo-se, por regra, a inexistência de mortalidade expressiva em povoamentos geridos. Esse pressuposto aliado à escassez e/ou dificuldade de obtenção de informação acerca da mortalidade em pinhal-bravo não promoveu o estudo da dinâmica da mortalidade por um longo período, relegando o fenómeno para um posto secundário. Refira-se que, excetuando situações muito específicas de mortalidade catastrófica, entre as quais há que nomear as associadas à depressão muito cavada em fevereiro de 1941 que passou

a ser conhecida como o “cyclone de 1941” e à depressão Gong de janeiro de 2013, a divulgação em documentação técnica é quase inexistente⁶.

Na Figura 13 reproduzem-se, a partir dos documentos originais, imagens de áreas afetadas, nas matas nacionais do litoral pelos eventos mencionados. As imagens são elucidativas dos danos causados e do impacto negativo que adveio, a nível de prejuízos.



Figura 13. Danos associados a intempéries em matas nacionais, decorrentes de: (topo) ciclone de fevereiro de 1941 (Arala Pinto, 1941); (base) depressão Gong (ICNF, 2013).

Os danos reportados nos documentos produzidos pela Circunscrição Florestal de Coimbra; por Arala Pinto (1941) e pelo ICNF (2013) são reveladores da importância que deve ser prestada às tempestades na gestão das florestas de pinheiro-bravo em Portugal. Na Tabela 16 sumaria-se informação registada no relatório de prejuízos produzido pela DGSFA, Circunscrição Florestal de Coimbra, referente ao ciclone de 1941. Quanto à depressão Gong, reproduz-se do relatório do ICNF, a “afetação de cerca de 148 000 m³ de

⁶ A informação oficial acerca dos prejuízos do ciclone de 1941 usada neste relatório faz parte do espólio documental do atual ICNF, tendo sido disponibilizada pelo Eng. João Pinho. Em relação aos danos associados ao evento meteorológico de 2013, a informação consta em relatório elaborado propositadamente (ICNF, 2013. Recuperação das áreas geridas pelo ICNF afetadas pelo temporal de janeiro de 2013.).

madeira resultante de árvores tombadas, partidas ou dessecadas, cujo valor de mercado se estima em cerca de 3 milhões de euros” (ICNF, 2013).

Tabela 16. Relato de prejuízos devido ao ciclone de 1941 (árvores derrubadas e partidas e estimativa do respetivo volume, em m3 de madeira e em estêres de lenha), em algumas das matas da CF de Coimbra (DGSFA, Circunscrição Florestal de Coimbra, 1941).

Mata	Árvores derrubadas e partidas	Volume
Mira	6446 pinheiros-bravos	1000 m ³ de madeira e 600 st de lenha
Urso	15000 pinheiros-bravos; 800 eucaliptos	8000 a 9000 m ³ de madeira e 2500 st de lenha; 1000 m3 de madeira
Fôja	2000 pinheiros-bravos; 400 eucaliptos	1000 m ³ de mader a e 300 st de lenha; sd
Lavos	200 pinheiros-bravos	sd
Leirosa	300 pinheiros-bravos	sd
Quiaios	1500 pinheiros-bravos	300 st de lenha

Ainda que os prejuízos na floresta por efeito das tempestades, quando expressos em perdas de material lenhoso, fiquem geralmente aquém daqueles que estão associados aos incêndios florestais, os eventos meteorológicos associados às tempestades são, seguramente, um aspeto importante a considerar ao nível de silvicultura preventiva em circunstâncias habituais e, ainda mais, no contexto de gestão adaptativa perante alterações climáticas. Uma das caraterísticas previstas das alterações climáticas é o aumento de frequência dos fenómenos extremos, como as tempestades.

5.5.2 Recomendações

Como referem Oliver e Larson (1996), o impacte de um distúrbio é resultado da magnitude do mesmo e da predisposição do povoamento a esse mesmo distúrbio.

No que diz respeito ao vento, Wilson e Baker (2001) apontam três classes de fatores passíveis de influenciarem o risco de danos num povoamento: o clima da região, o qual determina o potencial para ocorrência de temporais de intensidade suficiente para ocasionar danos; as características do povoamento e os atributos da estação. Enquanto os últimos descrevem condições como a profundidade de enraizamento (sendo as limitações ao enraizamento fatores de suscetibilidade) e peculiaridades topográficas, que não são geralmente alteradas pela gestão florestal, já as caraterísticas do povoamento

sofrem modificações a curto prazo, quer pela própria evolução natural do mesmo, quer por manipulação humana.

Numa síntese bem conseguida, Mitchell (2013) refere que, ao nível da árvore e do povoamento, os regimes de silvicultura devem ser delineados de modo a promover a aclimação ao nível das árvores e a evitar alterações abruptas na exposição das árvores que permanecem. O mesmo autor refere ainda que a gestão do derrube das árvores deve ocorrer dentro de uma estrutura geral de gestão de risco, com avaliação da probabilidade, severidade e impactos potenciais dos danos causados pelo vento – com referência aos objetivos gerais e específicos da gestão. Assinale-se que um exemplo de aproximação a esta estratégia é o sistema de suporte à decisão ForestGALES⁷, adotado na Grã-Bretanha.

Fonseca (2004), será, ao que é permitido ajuizar com base na pesquisa realizada à data desse trabalho, a primeira autora a considerar explicitamente o efeito das tempestades na dinâmica de crescimento em pinhal-bravo em Portugal, ao nível da previsão da probabilidade de ocorrência de danos, e das perdas produzidas, em número de árvores. A monitorização de um conjunto expressivo de parcelas permanentes no Vale do Tâmega permitiu evidenciar a existência de mortalidade em 11% dos povoamentos amostrados. A mortalidade das árvores foi registada como ocasionada pela quebra do fuste ou desenraizamento da(s) árvore(s), e incidiu, predominantemente, na zona central e superior da distribuição diamétrica, o que tem um maior impacto económico, comparativamente, por exemplo, à mortalidade que advém da competição intra-específica⁸.

Na investigação realizada certificou-se a influência da silvicultura praticada, em termos de espaçamento médio, na vulnerabilidade a danos. Ficou ainda corroborado o efeito negativo do adelgaçamento na estabilidade dos povoamentos. A avaliação foi realizada com base no quociente entre a altura e o diâmetro das árvores dominantes, $Q = 100(h_{dom} - 1,30)/d_{dom}$, o qual é considerado como um dos indicadores mais apropriados para avaliação da estabilidade dos povoamentos ao vento e à neve (Wilson e Oliver, 2000; Wilson e Baker, 2001), com valores crescentes indiciando um decréscimo de estabilidade. Relativamente aos atributos fixos dos locais evidenciou-se a influência da localização geográfica: a

⁷ <https://www.forestresearch.gov.uk/tools-and-resources/forest-planning-and-management-services/forestgales/>. A plataforma CAPSIS dispõe de uma livreria deste sistema, tendo já sido realizadas conexões do módulo ao modelo de crescimento para o pinheiro-bravo “PP3”, nas Landes de Gascogne.

⁸ Refira-se, a propósito das dimensões das árvores afetadas, que no relato de prejuízos, elaborado pela DGSFA, Circunscrição Florestal de Coimbra, também se lê “Como regra geral, foi o melhor arvoredo, o de maiores dimensões, o mais velho, que mais sofreu, pondo de parte, evidentemente, as sementeiras em dunas, onde os estragos foram avultados, como seria de calcular.”

probabilidade de risco tendia a aumentar com a inclinação do terreno e estava associada a um conjunto de intervalos de exposição.

De entre os fatores identificados por Fonseca (2004) já mencionados, convém reter, dada a possibilidade de divulgação às matas nacionais, a influência do espaçamento médio entre as árvores. Este fator foi avaliado a partir do índice de espaçamento ou fator de Wilson, $F_w = 100/(\sqrt{N} h_{dom})$, comumente usado em Portugal na gestão da densidade da espécie pinheiro-bravo. O índice de espaçamento combina, em simultâneo, a distância média entre as árvores e a altura dominante, a qual, por seu lado, incorpora o efeito da idade e da qualidade da estação. Além disso, a alteração de F_w traduz um modelo da silvicultura praticada, permitindo materializar a intensidade e periodicidade dos desbastes, através da indicação do número de árvores residual para um determinado valor de altura dominante do povoamento.

A seguir elencam-se alguns pontos-chave identificados na investigação e sumariam-se os aspetos mais relevantes da respetiva análise:

- A probabilidade de ocorrência de mortalidade é função dos efeitos principais adelgaçamento e espaçamento médio, dependendo a amplitude deste efeito do espaçamento médio das árvores do povoamento principal ser ou não superior um valor particular, no caso, $F_w = 0,20$. Este valor corresponde a um grau de desbaste pelo baixo, moderadamente forte a forte (grau C/D). Em povoamentos com um espaçamento relativo superior a 0,20, o risco não é tão alto.
- Para povoamentos geridos sob silviculturas médias correspondentes a graus de desbaste fracos, de muito leve a moderados (isto é, com valores de $F_w < 0,20$), a estimativa da probabilidade de ocorrer queda de árvores ou quebra do fuste torna-se maior com o aumento da distância média entre as árvores, decorrente da redução do número de árvores em desbaste. Mantendo fixos os fatores espaçamento e estabilidade, a probabilidade de risco aumenta com o número de árvores removidas, caso se tenha verificado um desbaste recente.
- De um modo geral, os povoamentos com valores de F_w superiores a 0,20 tendem a ser mais estáveis do que os menos espaçados. O aumento da probabilidade de danos nestes poder-se-á associar à passagem de uma estabilidade intermédia, assegurada pelo “efeito de bloco”, para uma situação de instabilidade, em que as árvores remanescentes perderam a proteção contra ventos fortes prestada pelas outras árvores (Quine *et al.*, 1995).
- O aumento da distância entre as árvores, em povoamentos com valores de adelgaçamento já elevados, não diminui a suscetibilidade dos povoamentos a danos.

As ilações retiradas nesta investigação para o pinhal-bravo estão de acordo com os resultados apresentados por Beckey e Riou-Nivert (1987), relativos a povoamentos de *Picea abies*. Os autores, com base no efeito conjugado do fator de adelgaçamento do povoamento (quociente entre a altura e o

diâmetro da árvore média) e da altura dominante, definiram três zonas de estabilidade: estável, intermédia e instável. A estabilidade ao vento na primeira zona era atribuída a uma elevada resistência individual dos troncos (povoamentos jovens ou com grandes espaçamentos), enquanto na zona intermédia as árvores apresentavam uma resistência individual baixa, com a estabilidade a ser assegurada por um “efeito de bloco”. A zona instável correspondia a povoamentos com coeficiente de adelgaçamento superior, onde o efeito de bloco já não era suficiente para atenuar os danos a ventos fortes. O limite de índice de espaçamento⁹ que separaria a zona estável das restantes rondaria os 0,17 e os 0,19, muito próximo do identificado por Fonseca (2004) para o pinhal-bravo.

Quanto à operação de desbaste – implícita no último ponto –, esta ocasiona uma diminuição do contacto entre as copas e uma consequente redução no amortecimento da oscilação das árvores. Esta redução no amortecimento pode ser prejudicial às árvores, durante o período de tempo que as mesmas necessitam para se adaptarem às novas condições (Quine *et al.*, 1995), o que requer especial cuidado aquando da implementação desta prática cultural.

Além dos pontos-chave indicados, os quais expressam explicitamente a importância assumida pela lotação do povoamento, acresce como fator de vulnerabilidade adicional, a ausência de proteção ao vento facultada por povoamentos adjacentes, em situação de corte raso recente.

Um outro fator que intervém indiretamente, sobre a resistência dos povoamentos, diz respeito ao índice de qualidade da estação. Povoamentos que se desenvolvem em estações mais produtivas crescem mais rapidamente em altura e, caso esse crescimento não seja compensado pelo verificado em área basal, menor será a estabilidade das árvores (Wilson e Baker, 2001).

Atendendo ao exposto, quais as orientações a atender, ao nível silvícola, que permitam diminuir a ocorrência de danos na sequência de tempestades?

No cômputo geral, o gestor florestal pode intervir quanto à seleção de uma determinada espécie, em local que lhe seja favorável, e quanto à gestão dessas áreas florestadas adotando orientações silvícolas adequadas. Povoamentos com densidades mais elevadas proporcionam mais proteção contra os efeitos do vento. Em contrapartida, é de esperar o desenvolvimento de árvores com quocientes de adelgaçamento altos, logo com menor estabilidade. Por outro lado, povoamentos com densidades iniciais mais reduzidas proporcionam o desenvolvimento de árvores mais grossas e com coeficientes de adelgaçamento menores, sendo, por conseguinte mais resistentes aos danos ocasionados pelo vento. A cada situação corresponde uma estratégia distinta: promoção da resistência em grupo das árvores (efeito de “bloco”) ou, em alternativa, promoção da resistência individual. A opção por uma estratégia, ou por

⁹ Para viabilizar a comparação procedeu-se à conversão do fator de espaçamento utilizado por Beckey e Riou-Nivert (1987), o qual assume um compasso triangular, no índice de espaçamento.

outra, deverá ser ponderada em função de aspetos como a produção total (e/ou produção por níveis de categoria) a obter; o grau de ensombramento desejado, a duração da revolução e a exequibilidade de realização de desbastes. A análise conjunta com os outros tópicos abordados neste capítulo, permitirá averiguar acerca da exequibilidade (ou não) de conciliar uma silvicultura de redução de danos pelas tempestades, com a redução de danos derivados de outros agentes.

Deve ressaltar-se por último que, apesar do cuidado que o gestor florestal possa ter ao nível de controlo da densidade e da estabilidade dos pinhais para redução da vulnerabilidade, há sempre uma componente não desprezável (muito pelo contrário), associada à severidade dos eventos meteorológicos. Schütz (2000) menciona, como limiar crítico de velocidade do vento, um valor de 30 m/s (aproximadamente 100 km/h), acima do qual poderá considerar-se que deixa de haver relação entre os parâmetros biomecânicos, silvícolas, ou da estação, e os danos.

5.6 Integração das recomendações

A floresta portuguesa e em particular as Matas Nacionais que arderam em outubro de 2017 estão sujeitas a uma multiplicidade de riscos de natureza biótica e abiótica, relativamente invulgar, se tomarmos como referência a realidade de outros países. Na verdade, não é fácil encontrar outras regiões do planeta onde a floresta esteja tão ameaçada por incêndios, plantas exóticas, pragas, doenças e, tal como aconteceu recentemente devido à passagem do Furacão Leslie (relativamente ao qual ainda não existem dados disponíveis) pelo vento. Este conjunto único e complexo de ameaças torna o problema da sua prevenção igualmente complexo e de difícil resolução. Tal como referido repetidas vezes ao longo do presente capítulo, existe uma grande dificuldade técnica (senão mesmo impossibilidade) em conseguir conciliar as diferentes medidas preconizadas para aumentar a resiliência das matas aos diferentes fatores bióticos e abióticos aqui abordados. Tal como ficou demonstrado ao longo do presente texto, as medidas preconizadas para aumentar a resiliência a um determinado fator, podem ter um efeito precisamente oposto às que são preconizadas relativamente a um outro. Perante esta dificuldade existe a necessidade de estabelecer prioridades para cada caso e a partir daí, fazendo uso do conhecimento existente, tomar as medidas adequadas, tendo em mente as consequências negativas que daí podem advir relativamente aos fatores não considerados prioritários. No entanto, e tal como é também referido no texto, o conhecimento existente pode ser em si mesmo um fator limitante, dado que são escassos os estudos multidisciplinares que abordem de forma integrada a resiliência dos sistemas florestais a diferentes tipos de fatores. Por outro lado, e dada a multiplicidade de situações e de variáveis a ter em conta, existirá sempre uma grande dificuldade em aplicar “receitas” de forma generalizada a toda a unidade de gestão. Deste modo as medidas para aumento da resiliência a fatores bióticos e abióticos deverão ser

diferenciadas à escala local, tendo em conta situações relativamente homogêneas do ponto de vista da composição, da estrutura, da fisiografia e dos objetivos pretendidos.

Com vista a tornar mais evidente a complexidade do problema e a dificuldade em conciliar os distintos objetivos recorreremos a um misto de revisão bibliográfica e de *expert assessment*, para produzir a Tabela 17. Esta tabela pretende sumarizar as recomendações associadas à silvicultura preventiva abordadas ao longo do presente capítulo e complementa-las com outras recomendações que foram postas à consideração de alguns dos especialistas que contribuíram para a redação do presente capítulo. As recomendações foram divididas de acordo com opções ao nível do planeamento associadas aos modelos de silvicultura adotados e opções ao nível das operações principais e mais comuns. Para cada opção são analisados os efeitos (negativos e/ou positivos ou desconhecidos) relativamente a cada fator de risco analisado no presente capítulo. A tabela evidencia apenas grandes tendências, pelo que será fácil encontrar situações em que o sentido do efeito poderá ser exatamente contrário ao indicado. Deste modo a tabela deverá ser lida com a devida cautela dado que não pretende mais do que evidenciar a disparidade de efeitos quando consideramos os diferentes fatores de risco em conjunto.

Como corolário do presente capítulo no que toca ao aumento da resiliência das Matas a fatores bióticos e abióticos, através de medidas de silvicultura preventiva há sobretudo a evidenciar:

- A grande dificuldade associada aos elevados recursos financeiros necessários para aumentar a resiliência das Matas a alguns dos fatores considerados individualmente;
- A extrema complexidade e dificuldade em encontrar soluções que permitam efeitos positivos no aumento da resiliência aos vários fatores de risco quando considerados em simultâneo;
- A escassez de conhecimento no que diz respeito à abordagem conjunta dos diferentes fatores, em boa parte por se tratar de uma situação relativamente recente, em termos históricos, e relativamente única, em termos geográficos.

Tendo estes aspetos em conta e por muito difícil que seja o desafio, é fundamental a existência de um acompanhamento da evolução das Matas públicas, através de parcelas permanentes de monitorização e de ensaios experimentais. Este acompanhamento, inexistente até agora, poderá permitir encontrar

alternativas de gestão adequadas às condições locais, que minimizem os efeitos negativos dos vários fatores de risco aqui abordados.

Tabela 17. Papel da silvicultura na resiliência a riscos bióticos e abióticos em povoamentos de pinheiro-bravo.

	Incêndios	Pragas	Doenças	Invasoras	Vento
Planeamento					
> Lotação	👍👎	?	?	👍	👍👎
> Revolução	👍	?	?	👍	👎
Estrutura Regular	👍	👎	👎	👎	👎
Composição Pov. puro	👎	👎	👎	👎	👎
Resinagem	👍	👎	👎	?	? 👎
Operações					
Desramações	👍	👎	👎	?	?
Gestão de combustíveis*	👍	👎	👎	👎	?
Desbastes	👍👎	?	?	👎	👍👎

* Incluindo matos e folhada, com fogo, mobilização ou corte

6. Referências:

Abildtrup, J., Garcia, S., Olsen, S. B., & Stenger, A. (2013). Spatial preference heterogeneity in forest recreation. *Ecological Economics*, 92, 67–77.

Agee, J.K., & Skinner C.N. (2005). Basic principles of forest fuel reduction treatments. *Forest Ecology and Management*, 211 (1–2), 83–96.

Agimass, F., Lundhede, T., Emil, T., & Bredahl, J. (2017). The choice of forest site for recreation: A revealed preference analysis using spatial data. *Ecosystem Services*, 31(Part C), 445–454. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.016>

- Águas, A., Ferreira, A., Maia, P., Fernandes, P. M., Roxo, L., Keizer, J., . . . Moreira, F. (2014). Natural establishment of *Eucalyptus globulus* Labill. in burnt stands in Portugal. *Forest Ecology and Management*, 323, 47-56. doi:10.1016/j.foreco.2014.03.012
- Aguilera, N., Becerra, J., Villaseñor-Parada, C., Lorenzo, P., González, L., & Hernández, V. (2015). Effects and identification of chemical compounds released from the invasive *Acacia dealbata* Link. *Chemistry and Ecology* 31:6 479-493.
- Allison J.D., Hare, J.D., (2009). Learned and naive natural enemy responses and the interpretation of volatile organic compounds as cues or signals. *New Phytologist*, 184, 768–782.
- Alriksson, S., & Öberg, T. (2008). Conjoint analysis for environmental evaluation. *Environmental Science and Pollution Research*, 15(3), 244–257. <http://doi.org/10.1065/espr2008.02.479>
- Alves A., Barradas C., Phillips A.J.L., Correia A., (2013). Diversity of Botryosphaeriaceae species associated with conifers in Portugal. *European Journal of Plant Pathology* 135: 791–804.
- Arala Pinto, A. (1941). *O Pinhal do Rei: Subsídios*. Vol. II. Alcobaça.
- Arnberger, A., Aikoh, T., Eder, R., Shoji, Y., & Mieno, T. (2010). How many people should be in the urban forest? A comparison of trail preferences of Vienna and Sapporo forest visitor segments. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9(3), 215–225. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.01.002>
- Bartczak, A., & Metelska-szaniawska, K. (2015). Should we pay, and to whom, for biodiversity enhancement in private forests? An empirical study of attitudes towards payments for forest ecosystem services in Poland. *Land Use Policy*, 48, 261–269. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2015.05.027>
- Becquey, J., & Riou-Nivert, P. (1987). L'existence de "zones de stabilité" des peuplements: conséquences sur la gestion. *Rev. For. Fr.*, 39: 323-334.
- Bertram, C., & Larondelle, N. (2017). Going to the Woods Is Going Home: Recreational Benefits of a Larger Urban Forest Site — A Travel Cost Analysis for Berlin, Germany. *Ecological Economics*, 132, 255–263. <http://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2016.10.017>
- Bestard, A. B., & Font, A. R. (2010). Estimating the aggregate value of forest recreation in a regional context. *Journal of Forest Economics*, 16(3), 205–216. <http://doi.org/10.1016/J.JFE.2009.11.005>
- Blasco, E., González-Olabarria, J. R., Rodríguez-Veiga, P., Pukkala, T., Kolehmainen, O., & Palahí, M. (2009). Predicting scenic beauty of forest stands in Catalonia (North-east Spain). *Journal of Forestry Research*, 20(1), 73–78. <http://doi.org/10.1007/s11676-009-0013-3>
- Borges, 2004. MN de Pedrógão. Trabalho de final de curso em Engenharia Florestal, UTAD, Vila Real, Portugal.

- Botequim, B., Fernandes, P.M., Garcia-Gonzalo, J., Silva, A., & Borges, J.G. (2017). Coupling fire behaviour modelling and stand characteristics to assess and mitigate fire hazard in a maritime pine landscape in Portugal. *European Journal of Forest Research*, 136(3), 527–542.
- Bozzano, M., Jalonen, R., Thomas, E., Boshier, D., Gallo, L., Cavers, S., Bordács, S., Smith, P., & Loo, J. (Eds.). (2014). Genetic considerations in ecosystem restoration using native tree species. State of the World's Forest Genetic Resources – Thematic Study. Rome, FAO and Bioversity International.
- Bragança H., Diogo, E., Moniz, F., Amaro, P., (2009). First Report of Pitch Canker on Pines Caused by *Fusarium circinatum* in Portugal. *Plant Disease* 93 (10): 1097.
- Branco M., Bragança H, Sousa E., Phillips A., (2014). Pests and Diseases in Portuguese Forestry: Current and New Threats - Chapter V, 117-154 pp. In “Forest Context and Policies in Portugal-Present and Future Challenges” F. Reboredo Editor. Present and Future Challenges, Series: World Forests, Vol. 19, Springer International Publishing. 239 pp.
- Bruce, T., Pickett, J., (2011). Perception of plant volatile blends by herbivorous insects – Finding the right mix. *Phytochemistry*, 72, 13, 1605–161.
- Burrows, N., Ward, B., & Robinson, A. (2000). Behaviour and some impacts of a large wildfire in the Gngara maritime pine (*Pinus pinaster*) plantation, Western Australia. *CALMScience*, 3(2), 251-260.
- Calviño-Cancela, M., & Rubido-Bará, M. (2013). Invasive potential of *Eucalyptus globulus*: seed dispersal, seedling recruitment and survival in habitats surrounding plantations. *Forest Ecology and Management*, 305, 129–137.
- Calviño-Cancela, M., Lorenzo, P., & González, L. (2018). Fire increases *Eucalyptus globulus* seedling recruitment in forested habitats: Effects of litter, shade and burnt soil on seedling emergence and survival. *Forest Ecology and Management*, 409, 826-834. doi:10.1016/j.foreco.2017.12.018
- Campelo, 1994. Dunas de Vagos. Trabalho de final de curso em Engenharia Florestal, UTAD, Vila Real, Portugal.
- Castedo-Dorado F., Gómez-Vázquez, I., Fernandes, P.M., Crecente-Campo, F. (2012) Shrub fuel characteristics estimated from overstory variables in NW Spain pine stands. *Forest Ecology and Management*, 275, 130–141.
- Catry, F. X., Rego, F., Moreira, F., Fernandes, P.M., & Pausas, J.G. (2010). Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal. *Forest Ecology and Management*, 260, 1184–1192.

- Colautti, R., Grigorovich, I., & MacIsaac, H. (2006). Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions*, 8(5), 1023–1037. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y>
- Comissão Europeia. (2011). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité da Regiões, Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Bruxelas 03/05/2011, 244.
- Comissão Europeia. (2013). Comunicação da Comissão ao Parlamento Europeu, ao Conselho, ao Comité Económico e Social Europeu e ao Comité da Regiões, Infraestrutura Verde — Valorizar o Capital Natural da Europa. Bruxelas 06/05/2013, 249.
- Cruz, M.G., Alexander, M.E., & Wakimoto, R.H. (2005). Development and testing of models for predicting crown fire rate of spread in conifer forest stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7), 1626-1639.
- Czajkowski, M., Bartczak, A., Giergiczny, M., Navrud, S., & Żylicz, T. (2014). Providing preference-based support for forest ecosystem service management. *Forest Policy and Economics*, 39, 1–12. <http://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2013.11.002>
- Czajkowski, M., Buszko-Briggs, M., & Hanley, N. (2009). Valuing changes in forest biodiversity. *Ecological Economics*, 68(12), 2910–2917. <http://doi.org/10.1016/J.ECOLECON.2009.06.016>
- Davis, M. A., Grime, J. P., & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528–534.
- Dhakal, B., Yao, R. T., Turner, J. A., & Barnard, T. (2012). Recreational users' willingness to pay and preferences for changes in planted forest features. *Forest Policy and Economics*, 17(1), 34–44. <http://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.11.006>
- Duarte, L. (2016). Plantas Invasoras no Sul de Portugal – uma abordagem biogeográfica. Universidade de Évora.
- Edwards, D., Jay, M., Jensen, F. S., Lucas, B., Marzano, M., Montagné, C., ... Weiss, G. (2012). Public preferences for structural attributes of forests: Towards a pan-European perspective. *Forest Policy and Economics*, 19(1), 12–19. <http://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2011.07.006>
- Elton, C. S. (1958). The ecology of invasions by animals and plants. London: T. Methuen and Co.
- Ezebilo, E. E., Boman, M., Mattsson, L., Lindhagen, A., & Mbongo, W. (2015). Preferences and willingness to pay for close to home nature for outdoor recreation in Sweden. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58(2), 283–296. <http://doi.org/10.1080/09640568.2013.854196>

FAO. (2016). Guidelines on urban and peri-urban forestry, by F. Salbitano, S. Borelli, M. Conigliaro and Y. Chen.

FAO. (2018). Forests and sustainable cities, Inspiring stories from around the world.

Fernandes, P., Antunes, C., Pinho, P., Máguas, C., & Correia, O. (2016). Natural regeneration of *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* from plantation into adjacent natural habitats. *Forest Ecology and Management*, 378, 91-102. doi:10.1016/j.foreco.2016.07.027

Fernandes, P.M. (2009). Examining fuel treatment longevity through experimental and simulated surface fire behaviour: a maritime pine case study. *Canadian Journal of Forest Research*, 39(12), 2529-2535.

Fernandes, P.M. (2014). Upscaling the estimation of surface-fire rate of spread in maritime pine (*Pinus pinaster*) forest. *iForest – Biogeosciences and Forestry* 7, 123-215.

Fernandes, P.M., Fernandes, M., & Loureiro, C. (2015) Post-fire live residuals of maritime pine plantations in Portugal: structure, burn severity, and fire recurrence. *Forest Ecology and Management*, 347, 170–179.

Fernandes, P.M., Loureiro, C., & Botelho, H. (2012). PiroPinus: a spreadsheet application to guide prescribed burning operations in maritime pine forest. *Computers and Electronics in Agriculture*, 81, 58-61.

Fernandes, P.M., Loureiro, C., & Botelho, H.S. (2004). Fire behaviour and severity in a maritime pine stand under differing fuel conditions. *Annals of Forest Science*, 61, 537–544.

Fernandes, P.M., Rigolot, E. (2007). The fire ecology and management of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Forest Ecology and Management*, 241, 1–13.

Fernandez, M., Costas, J., 1999. Susceptibility of fire-damaged pine trees (*Pinus pinaster* and *Pinus nigra*) to attacks by *Ips sexdentatus* and *Tomicus piniperda* (Coleoptera : Scolytidae). *Entomologia generalis*. 24 2, 105-114.

FFMG. (2007). Softwood Plantation Fire Synopsis. Forest Fire management Group, Forestry and Forest Products Committee.

Filyushkina, A., Agimass, F., Lundhede, T., Strange, N., & Bredahl, J. (2017). Preferences for variation in forest characteristics: Does diversity between stands matter? *Ecological Economics*, 140(1), 22–29. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.010>

Finney, M. A. (2006). An overview of FlamMap fire modeling capabilities. Paper presented at the In: Andrews, Patricia L.; Butler, Bret W., comps. 2006. Fuels Management-How to Measure Success: Conference Proceedings. 28-30 March 2006; Portland, OR. Proceedings RMRS-P-41. Fort Collins, CO: US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. p. 213-220.

Flint, M.L., Dreistadt, S.H., (1998). Natural enemies handbook. Univ. California Press, UC Div Agric Nat Res, Berkeley.

Fonseca TF, 2004. Modelação do Crescimento, Mortalidade e Distribuição Diamétrica, do Pinhal Bravo no Vale do Tâmega. Tese de Doutoramento. Vila Real, UTAD, 248 pp.

Fonseca TF, B Parresol, C Marques, F de Coligny, 2012. Models to Implement a Sustainable Forest Management – an Overview of the ModisPinaster Model. *In: Sustainable Forest Management / Book 1*", InTech - Open Access Publisher. Chapter 18, p. 321-338. J Martín García, JJ Diez Casero (Ed.)

Fonseca TF, JC Duarte, 2017. A silvicultural stand density model to control understory in maritime pine stands. *iForest* 10: 829-836.

Fonseca, T.F. (2004). Modelação do crescimento, mortalidade e distribuição diamétrica, do pinhal bravo no Vale do Tâmega. Tese de Doutoramento, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real.

Forest Europe Institute. (2014). Expert Group and Workshop on a pan-European approach to valuation of forest ecosystem services, Final Report. Madrid: FOREST EUROPE - Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe.

Forest Europe. (2015). Goals for European Forests and the European 2020 Targets for Forests.

Garcia-Gonzalo, J., Pukkala, T., Borges, J.G. (2014). Integrating fire risk in stand management scheduling. An application to Maritime pine stands in Portugal. *Ann. Oper. Res.*, 219, 379–395.

Giergiczny, M., Tomasz, Ż., & Angelstam, P. (2015). Choice experiment assessment of public preferences for forest structural attributes. *Ecological Economics*, 119(1), 8–23. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.07.032>

Goff, S.A., Harry, J.K., (2006). Plant volatile compounds: sensory cues for health and nutritional value? *Science Signaling*, 311(5762), 815.

Gómez-Vázquez, I., Fernandes, P.M., Arias-Rodil, M., Barrio-Anta, M., & Castedo-Dorado, F. (2014). Using density management diagrams to assess crown fire potential in *Pinus pinaster* Ait. stands. *Annals of Forest Science*, 71, 473–484.

Grilli, G., Paletto, A., & De Meo, I. (2014). Economic Valuation of Forest Recreation in an Alpine Valley. *Baltic Forestry*, 20(1), 167–175.

Gundersen, V. S., & Frivold, L. H. (2008). Public preferences for forest structures: A review of quantitative surveys from Finland, Norway and Sweden. *Urban Forestry and Urban Greening*, 7(4), 241–258. <http://doi.org/10.1016/j.ufug.2008.05.001>

- Hall SA, L Martins, 1986. A Previsão do volume do povoamento total para o pinheiro bravo. In SPCF (Ed.) 1º Congresso Florestal Nacional. 2-6 Dezembro de 1986, Lisboa. 7p.
- Hanley, N., & Barbier, E. B. (2009). *Pricing Nature Cost–Benefit Analysis and Environmental Policy* (1st ed.). Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Häyhä, T., Paolo, P., Paletto, A., & Fath, B. D. (2015). Assessing, valuing, and mapping ecosystem services in Alpine forests. *Ecosystem Services*, 14(1), 12–23. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.001>
- Heagney, E. C., Rose, J. M., Ardeshiri, A., & Kovac, M. (2018). Optimising recreation services from protected areas – Understanding the role of natural values, built infrastructure and contextual factors. *Ecosystem Services*, 31(Part C), 358–370. <http://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.007>
- Heyman, E. (2012). Analysing recreational values and management effects in an urban forest with the visitor-employed photography method. *Urban Forestry & Urban Greening*, 11(3), 267–277. <http://doi.org/10.1016/J.UFUG.2012.02.003>
- Holgén, P., Mattsson, L., & Li, C.-Z. (2000). Recreation values of boreal forest stand types and landscapes resulting from different silvicultural systems: An economic analysis. *Journal of Environmental Management*, 60(2), 173–180. <http://doi.org/10.1006/JEMA.2000.0377>
- Honrado, J., Alves, P., Lomba, A., Vicente, J., Silva, G., Nepomuceno, H., & Barreto Caldas, F. (2006). Perennial vegetation of coastal sand-dunes in northern Portugal. *Silva Lusitana*, 10(14(2)), 269–275.
- Hornigold, K., Lake, I., & Dolman, P. (2016). Recreational Use of the Countryside: No Evidence that High Nature Value Enhances a Key Ecosystem Service. *PLOS ONE*, 11(11), e0165043. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0165043>
- Hörnsten, L., & Fredman, P. (2000). On the distance to recreational forests in Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 51(1), 1–10. [http://doi.org/10.1016/S0169-2046\(00\)00097-9](http://doi.org/10.1016/S0169-2046(00)00097-9)
- <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.01.001>
- ICNF (2013). Recuperação das áreas geridas pelo ICNF afetadas pelo temporal de janeiro de 2013. ICNF, 42p.
- Jankovska, I., Straupe, I., Brumelis, G., Donis, J., & Kupfere, L. (2014). Urban forests of Riga, Latvia - Pressures, naturalness, attitudes and management. *Baltic Forestry*, 20(2), 342–351.
- Japelj, A., Mavsar, R., Hodges, D., Kovač, M., & Juvančič, L. (2016). Latent preferences of residents regarding an urban forest recreation setting in Ljubljana, Slovenia. *Forest Policy and Economics*, 71, 71–79. <http://doi.org/10.1016/J.FORPOL.2015.10.003>

- Juutinen, A., Kosenius, A.-K., & Ovaskainen, V. (2014). Estimating the benefits of recreation-oriented management in state-owned commercial forests in Finland: A choice experiment. *Journal of Forest Economics*, 20(4), 396–412. <http://doi.org/10.1016/J.JFE.2014.10.003>
- Juutinen, A., Kosenius, A.-K., Ovaskainen, V., Tolvanen, A., & Tyrväinen, L. (2017). Heterogeneous preferences for recreation-oriented management in commercial forests: the role of citizens' socioeconomic characteristics and recreational profiles. *Journal of Environmental Planning and Management*, 60(3), 399–418. <http://doi.org/10.1080/09640568.2016.1159546>
- Kettenring, K. M., & Adams, C. R. (2011). Lessons learned from invasive plant control experiments : a systematic review and meta-analysis, (2006), 970–979. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.01979.x>
- Knudsen, G.K., Bengtsson, M., Kobro, S., Jaastad, G., Hofsvang, T., Witzgall, P., (2008). Discrepancy in laboratory and field attraction of apple fruit moth *Argyresthia conjugella* to host plant volatiles. *Physiological Entomology*, 33(1), 1-6.
- Long J, 1985. A practical approach to density management. *Forest Chronicle* 61: 23-27.
- Lopes, A., & Cunha-e-Sá, M. (2014). The economic value of Portuguese forests – The effect of tree species on valuation of forest ecosystems. In VI Congress of the Spanish-Portuguese Association of Resource and Environmental Economics (AERNA). Girona, Spain.
- Luis JS, TF Fonseca, 2004. The allometric model in the stand density management of *Pinus pinaster* in Portugal. *Ann. For. Sci.* 61: 807-814.
- Lupp, G., Förster, B., Kantelberg, V., Markmann, T., Naumann, J., Honert, C., ... Pauleit, S. (2016). Assessing the recreation value of urban woodland using the ecosystem service approach in two forests in the munich metropolitan region. *Sustainability (Switzerland)*, 8(11). <http://doi.org/10.3390/su8111156>
- Mäntymaa, E., Ovaskainen, V., Juutinen, A., & Tyrväinen, L. (2018). Integrating nature-based tourism and forestry in private lands under heterogeneous visitor preferences for forest attributes. *Journal of Environmental Planning and Management*, 61(4), 724–746. <http://doi.org/10.1080/09640568.2017.1333408>
- Martin, P. H., Canham, C. D., & Marks, P. L. (2009). Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(3), 142-149. doi:doi:10.1890/070096
- Martins, M. J. S. (1999). Estudo fitossociológico e cartográfico da paisagem vegetal natural e semi-natural do litoral centro de Portugal entre a Praia de Mira e a Figueira da Foz. Universidade de Coimbra.

- Marzo, A., Herreros, R., & Zreik, C. (Eds.). (2015). Guide of Good Restoration Practices for Mediterranean Habitats. Ecoplantmed, ENPI, CBC-MED
- Mattsson, L., & Li, C.-Z. (1994). How do Different Forest Management Practices Affect the Non-timber Value of Forests?—an Economic Analysis. *Journal of Environmental Management*, 41(1), 79–88. <http://doi.org/10.1006/JEMA.1994.1035>
- Merriam, K. E., Keeley, J. E., & Beyers, J. L. (2006). Fuel breaks affect nonnative species abundance in Californian plant communities. *Ecological Applications*, 16(2), 515-527.
- Meyerhoff, J., Liebe, U., & Hartje, V. (2009). Benefits of biodiversity enhancement of nature-oriented silviculture: Evidence from two choice experiments in Germany. *Journal of Forest Economics*, 15(1–2), 37–58. <http://doi.org/10.1016/J.JFE.2008.03.003>
- Mitchell, S.J. (2013). Wind as a natural disturbance agent in forests: a synthesis. *Forestry*, 86 (2): 147–157 <https://doi.org/10.1093/forestry/cps058>
- Molina J.M, M.P. Nicolau e P.V. Grau, 2006. Manual de ordenación por rodales – Gestión multifuncional de los espáacios forestales. Centre Tecnològic de Catalunya. 205p.
- Moreira, F., Ferreira, A., Abrantes, N., Catry, F., Fernandes, P., Roxo, L., . . . Silva, J. (2013). Occurrence of native and exotic invasive trees in burned pine and eucalypt plantations: implications for post-fire forest conversion. *Ecological Engineering*, 58, 296–302. doi:10.1016/j.ecoleng.2013.07.014
- Mullett, M., Adamson, S. K., Bragança, H., Bulgakov, T. S., Georgieva, M., Henriques, J., Jürisoo L., Laas M., Drenkhan R., (2018). New country and regional records of the pine needle blight pathogens *Lecanosticta acicola*, *Dothistroma septosporum* and *D. pini*. *Forest Pathology*. <https://doi.org/10.1111/efp.12440> (in press).
- Neto, C. S. (1993). A flora e a vegetação das dunas de S.Jacinto. *Finisterra*, XXVIII(55–56), 101–148.
- Nielsen, A. B., Olsen, S. B., & Lundhede, T. (2007). An economic valuation of the recreational benefits associated with nature-based forest management practices. *Landscape and Urban Planning*, 80(1), 63–71. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2006.06.003>
- Nordén, A., Coria, J., Jönsson, A. M., Lagergren, F., & Lehsten, V. (2017). Divergence in stakeholders' preferences: Evidence from a choice experiment on forest landscapes preferences in Sweden. *Ecological Economics*, 132, 179–195. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.09.032>
- Norton, B. G., & Noonan, D. (2007). Ecology and valuation: Big changes needed. *Ecological Economics*, 63(4), 664–675. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.013>

- Nunes, P. A. L. D. (2000). Contingent Valuation of the Benefits of Natural Areas and its Warmglow Component (No. 133). Katholieke Universiteit Leuven.
- Oliveira AC, 1999. Manual de silvicultura do pinheiro bravo. Edição Centro Pinus, 20 p.
- Oliveira, A. C., Pereira, J. S., & Correia, A. V. (2000). A Silvicultura do Pinheiro Bravo. Centro Pinus.
- Oliveira, F. M. F. (2012). A Avaliação Económica no Planeamento do Recreio Florestal – O caso da Mata Nacional de Leiria. Universidade de Algarve.
- Oliver, C.D., & Larson, B.C. (1996). Forest stand dynamics. John Wiley & Sons, NY, 520pp.
- Oviedo, J. L., Caparrós, A., Ruiz-Gauna, I., & Campos, P. (2016). Testing convergent validity in choice experiments: Application to public recreation in Spanish stone pine and cork oak forests. *Journal of Forest Economics*, 25, 130–148. <http://doi.org/10.1016/J.JFE.2016.08.003>
- Paletto, A., Guerrini, S., & De Meo, I. (2017). Exploring visitors' perceptions of silvicultural treatments to increase the destination attractiveness of peri-urban forests: A case study in Tuscany Region (Italy). *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 314–323. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.06.020>
- Partidário, M. R. & Jesus, J. (2003). Fundamentos de Avaliação de Impacte Ambiental, Universidade Aberta.
- Pinto, A. Arala (1938). O Pinhal do Rei. (Vol. I). Alcobaça: 457 p.
- Powe, N. A., Garraod, G. D., Brunsdon, C. F., & Willis, K. G. (1997). Using a geographic information system to estimate an hedonic price model of the benefits of woodland access. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 70(2), 139–149. <http://doi.org/10.1093/forestry/70.2.139>
- Quine, C. (1995). Assessing the risk of wind damage; practice and pitfalls. In: M.P. Coutts e J. Grace (Eds.) *Trees and wind*. Cambridge University Press, UK, 379-403.
- Quine, C., Coutts, M., Gardiner, B., & Pyatt, G. (1995). Forest and wind: management to minimise damage. *Forestry Commission Bulletin 144*. HMSO, London, 24pp.
- Ramos, 1994. MN de Fôja. Trabalho de final de curso em Engenharia Florestal, UTAD, Vila Real, Portugal.
- Ranius, T., Hämäläinen, A., Egnell, G., Olsson, B., Eklöf, K., Stendahl, J., ... Felton, A. (2018). The effects of logging residue extraction for energy on ecosystem services and biodiversity: A synthesis. *Journal of Environmental Management*, 209(March 2018), 409–425. <http://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2017.12.048>
- Reineke LH, 1933. Perfecting a stand-density index for even aged forests. *Journal of Agricultural Research* 46: 627–639.

Riou-Nivert P, 1987. Le facteur d'espacement: un guide pour les premières éclaircies dans les peuplements résineux. *Forêt-Entreprise* 20: 12-19.

Román-Cuesta, R., Gracia, M., & Retana, J. (2009). Factors influencing the formation of unburned forest islands within the perimeter of a large forest fire. *Forest Ecology and Management*, 258(2), 71-80.

Santolamazza-Carbone, S., Pestaña, M., Vega, J.A., (2011). Post-fire attractiveness of maritime pines (*Pinus pinaster* Ait.) to xylophagous insects. *Journal of Pest Science*, 84(3), 343-353.

Santos, F.D., Forbes, K., & Moita, R. (Eds.). (2002). *Climate Change in Portugal. Scenarios, Impacts, and Adaptation Measures – SIAM Project*. Lisbon, Portugal: Gradiva.

Santos, P., Matias, H., Deus, E., Águas, A., & Silva, J. S. (2015). Fire effects on capsules and encapsulated seeds from *Eucalyptus globulus* in Portugal. *Plant Ecology*, 216, 1611–1621. doi:10.1007/s11258-015-0544-y

Sardin, T. (2009). *Guide des sylvicultures. Forêts littorales atlantiques dunaires*. Paris: Office national des forêts.

Schuster, M. J., Wragg, P. D., & Reich, P. B. (2018). Using revegetation to suppress invasive plants in grasslands and forests. *Journal of Applied Ecology*, (November 2017), 1–12. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13195>

Schütz, J. (2000). *Relations vents-forêt. Expertise collective sur les tempêtes, la sensibilité des forêts, et sur leur reconstitution - Coordonné par l'INRA et le Cemagref*. 12pp.

Silva, Joaquim S.; Marchante, H. (2012). Post-Fire Management of Exotic Forests. In F. et al Moreira (Ed.), *Post-Fire Management and Restoration of Southern European Forests* (pp. 223–255).

Simões, P. M. N. (2012). *The recreational use value of a national forest*. Universidade de Coimbra.

Smailes, P. J., & Smith, D. L. (2001). The growing recreational use of state forest lands in the Adelaide hills. *Land Use Policy*, 18(2), 137–152. [http://doi.org/10.1016/S0264-8377\(01\)00003-5](http://doi.org/10.1016/S0264-8377(01)00003-5)

TEEB. (2010). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*, by de Groot, R et al. (P. Kumar, Ed.) (1st ed.). London: Routledge.

Tuffery, L. (2017). The recreational services value of the nearby periurban forest versus the regional forest environment. *Journal of Forest Economics*, 28(1), 33–41. <http://doi.org/10.1016/j.jfe.2017.04.004>

Upton, V., Dhubháin, Á. N., & Bullock, C. (2012). Preferences and values for afforestation: The effects of location and respondent understanding on forest attributes in a labelled choice experiment. *Forest Policy and Economics*, 23, 17–27. <http://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.forpol.2012.06.006>

- Van Wagner, C. (1977). Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 7(1), 23-34.
- Vander Mijnsbrugge, K., Bischoff, A., & Smith, B. (2010). A question of origin: Where and how to collect seed for ecological restoration. *Basic and Applied Ecology* 11: 300–311.
- Vega, J., Jimenez, E., Vega, D., Ortiz, L., & Pérez, J.R. (2011). *Pinus pinaster* Ait. tree mortality following wildfire in Spain. *Forest Ecology and Management*, 261, 2232–2242.
- Vieira, J. N. (2007). *Floresta Portuguesa - Imagens de tempos idos* (Vol. 1). Lisboa: Público/Fundação Luso-Americana para o Desenvolvimento/Liga para a Protecção da Natureza.
- Vieira, J. Neiva (2007). *Floresta Portuguesa, Imagem de tempos idos. Árvores e Florestas de Portugal* (Vol. 01). Lisboa: Edição público, Comunicação Social SA e FLAD.
- von der Lippe, M., Bullock, J. M., Kowarik, I., Knopp, T., & Wichmann, M. (2013). Human-mediated dispersal of seeds by the airflow of vehicles. *PLoS one*, 8(1), e52733.
- Wilkes-Allemann, J., Hanewinkel, M., & Pütz, M. (2017). Forest recreation as a governance problem: four case studies from Switzerland. *European Journal of Forest Research*, 136, 511–526. <http://doi.org/10.1007/s10342-017-1049-0>
- Wilson FG, 1946. Numerical expression of stocking in terms of height. *Journal of Forestry* 44:758–761.
- Wilson, J.S., & Oliver, C.D. (2000). Stability and density management in Douglas-fir plantations. *Can. J. For. Res.*, 30: 910-920.
- Wilson, J.S., & Baker, P.J. (2001). Flexibility in forest management: managing uncertainty in Douglas-fir forests of the Pacific Northwest. *For. Ecol. & Manage.*, 145:219-227.
- Zeide B, 2001. Thinning and growth: A full turnaround