

Paulo Alexandre Martins Fernandes

**Desenvolvimento de relações preditivas
para uso no planeamento de fogo controlado
em povoamentos de *Pinus pinaster* Ait.**

Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro
Vila Real, 2002

Este trabalho foi expressamente elaborado como dissertação original para efeito de obtenção do grau de Doutor na Área Científica de Ciências Agrárias - Ciências Florestais, sendo apresentado na Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro.

SUMÁRIO

O planeamento do fogo controlado em pinhal bravo tem sido limitado pela escassez de relações objectivas entre o ambiente de queima, as características do fogo, e os impactes resultantes. Assim, com base em experimentação em povoamentos de *Pinus pinaster* Ait. no Norte de Portugal, desenvolvem-se modelos de predição do comportamento e efeitos directos do fogo, aplicáveis a queimas de reduzida a moderada intensidade.

Analisa-se as possibilidades de propagação sustentada e não-marginal do fogo, e apresentam-se equações que descrevem a velocidade, a geometria e a intensidade da frente de chamas.

O estudo do impacte do fogo considera, num contexto silvícola, a redução do combustível superficial e sub-superficial, e o dano no estrato arbóreo, e aborda globalmente a severidade do fogo, para a qual se desenvolve um método expedito de classificação.

As condições de aplicação dos modelos e a sua implementação operacional são discutidas.

SUMMARY

Maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) stands are remarkably flammable, as well as excellent candidates for prescribed burning programs, since the species is well-adapted to low intensity fire. However, prescribed fire planning cannot proceed to its full extension due to the current scarcity of predictive relationships between the fire environment, the fire behaviour, and the fire effects. This study seeks the establishment of these quantitative links.

Two types of experiments were conducted in both planted and naturally regenerated stands, and in three fuel types, defined by the relative contributions of litter, shrubs and non-woody understorey vegetation to the overall fuel-complex. Ignition tests using line ignition were used to examine the sustainability of fire propagation. 94 line-ignited (10-15 m) plots were burnt from November to June, after fuel characterisation by a combination of destructive and non-destructive methods. Backfire and headfire rate of spread and flame geometry were observed and measured by standard methods, being immediately preceded and followed by fuel sampling for moisture and consumption, respectively. Weather elements were taken during the burns and averaged for its duration. Post-burn inventories were conducted to assess crown scorch and tree mortality.

Fire behaviour ranged from barely sustained fires to high intensity fires well beyond the current prescription window. The subjectivity of the moisture of extinction concept was highlighted by the ignition tests, since the probability of sustained fire propagation was also influenced by wind speed, air temperature and fuel type. The thresholds for marginal fires (those displaying broken flame fronts) were found to be a function of fuel moisture, time since last rainfall and propagation mode (backfire or headfire).

North-American (Canadian FBP, BEHAVE Plus) and Australian (FFBT) systems to predict rate of fire spread proved inadequate for operational use in prescribed fire in maritime pine stands, since they produce biased estimates and tend for under-prediction. Headfire spread rate is described by an empirical model driven by wind speed, slope, surface dead fuel moisture content, and understorey vegetation height, while back fire spread rate is satisfactorily predicted by understorey vegetation cover and surface dead fuel moisture content.

Flame length or height are estimated from spread rate, fine fuel load and fuel moisture content. A power law is also presented in order to derive Byram's fireline intensity from flame length. Flame tilt angle is described in terms of wind speed and fine fuel load or, more efficiently, as a function of wind speed and flame height.

The study of the direct fire impact on the site comprises fuel-complex effects and tree effects, the most meaningful from a stand management perspective. Fuel consumption differences between backfiring and headfiring are not relevant for practical purposes. The extent of fuel removal depends on pre-burn quantity and fuel moisture content, but the relative importance of these factors varies with fuel layer.

Crown scorch height is modelled from flame length, wind speed and ambient temperature, using both empirical and semi-empirical approaches. Equations that describe the likelihood of tree mortality occurrence and severity on a stand basis are presented.

The potential of post-burn variables (stem char height, depth of burn, terminal diameter of the residual shrub fuel) for evaluation purposes is explored.

Fire impacts on the surface and sub-surface fuel strata are mostly affected by dynamic factors, i.e. weather-related, while tree damage is — within the observed range of fire behaviour — essentially determined by stand structure and tree morphology. Within-burn variability increases with surface and sub-surface fuel moisture contents. A simple method that crosses crown scorch ratio with the relative consumption of the sub-surface litter layer is developed to classify the overall severity of prescribed fire in maritime pine stands.

The models are validated against existing data from fire experiments whenever possible, and the predictions are also compared with less reliable observations made in management burns. The applicability of the equations and their operational use are discussed. The results allow a more structured approach to be taken concerning the planning and evaluation of prescribed fires in *Pinus pinaster* stands.

ÍNDICE

SUMÁRIO	V
SUMMARY	VII
ÍNDICE	IX
LISTA DE FIGURAS.....	XIII
LISTA DE QUADROS.....	XVII
SIMBOLOGIA.....	XIX
I. INTRODUÇÃO	23
II. ENQUADRAMENTO GERAL: ECOLOGIA E USO DO FOGO.....	27
II.1. O FOGO CONTROLADO NA GESTÃO FLORESTAL	27
II.1.1. <i>Génese e conceito</i>	27
II.1.2. <i>Objectivos e uso</i>	28
II.1.3. <i>Desenvolvimentos recentes e perspectivas futuras</i>	30
II.2. O PINHEIRO BRAVO E O FOGO	33
II.2.1. <i>O pinheiro bravo no contexto da vegetação ibérica</i>	33
II.2.2. <i>A ecologia do pinheiro bravo em relação ao fogo</i>	35
II.2.2.1. O género <i>Pinus</i> e o fogo.....	35
II.2.2.2. Adaptações do pinheiro bravo ao fogo.....	36
II.2.2.2.1. Relacionadas com a sobrevivência individual	36
II.2.2.2.2. Relacionadas com a perpetuação da população	38
II.2.3. <i>Regime de fogo e estratégia ecológica do pinheiro bravo</i>	40
III. MODELOS E FERRAMENTAS DE SUPORTE À GESTÃO OPERACIONAL DO FOGO	
CONTROLADO	45
III.1. O COMPORTAMENTO DO FOGO	45
III.1.1. <i>Introdução</i>	45
III.1.2. <i>Descrição</i>	46
III.1.3. <i>Interpretação</i>	47
III.1.4. <i>Modelação</i>	49
III.1.4.1. <i>Introdução</i>	49
III.1.4.2. <i>Modelos em uso operacional</i>	51
III.1.4.2.1. <i>Modelo de Rothermel</i>	51
III.1.4.2.2. <i>Sistema Canadano</i>	53
III.1.4.2.3. <i>Modelos Australianos</i>	54
III.1.4.3. <i>Relações funcionais</i>	56
III.1.4.3.1. <i>Sustentabilidade da propagação do fogo</i>	56
III.1.4.3.2. <i>Velocidade de propagação</i>	57
III.1.4.3.3. <i>Dimensões da chama e intensidade frontal</i>	61
III.2. O IMPACTE DIRECTO DO FOGO	62
III.2.1. <i>Comportamento e impacte do fogo</i>	62
III.2.2. <i>Severidade do fogo</i>	63

III.2.3. <i>A redução de combustível</i>	64
III.2.3.1. <i>Eficiência versus impacte ambiental</i>	64
III.2.3.2. <i>Factores influentes e modelos de predição</i>	65
III.2.4. <i>O impacte nas árvores</i>	69
III.2.4.1. <i>Descritores do impacte</i>	69
III.2.4.2. <i>Modelação da altura de copa dessecada</i>	70
III.3. OS INSTRUMENTOS DE APOIO À DECISÃO EM FOGO CONTROLADO	72
III.3.1. <i>Introdução</i>	72
III.3.2. <i>Planeamento de uma operação de queima</i>	73
III.3.3. <i>Identificação de oportunidades de queima</i>	76
III.3.4. <i>Planeamento estratégico</i>	76
III.3.5. <i>Sistemas Expert</i>	77
IV. METODOLOGIA	79
IV.1. INTRODUÇÃO	79
IV.1.1. <i>Área de estudo</i>	79
IV.1.2. <i>Locais de estudo</i>	81
IV.1.3. <i>Dispositivo experimental</i>	82
IV.2. CARACTERIZAÇÃO DO COMPLEXO-COMBUSTÍVEL	84
IV.2.1. <i>Descrição qualitativa</i>	84
IV.2.2. <i>Descrição quantitativa</i>	85
IV.2.2.1. <i>Folhada</i>	86
IV.2.2.2. <i>Vegetação do sub-bosque</i>	87
IV.3. ENSAIOS DE SUSTENTABILIDADE DA PROPAGAÇÃO DO FOGO	90
IV.4. EXPERIMENTAÇÃO RELATIVA AO COMPORTAMENTO E EFEITOS DO FOGO	91
IV.4.1. <i>Dispositivo operacional e condução do fogo</i>	92
IV.4.2. <i>Meteorologia e humidade do combustível</i>	93
IV.4.3. <i>Descrição do comportamento do fogo</i>	95
IV.4.4. <i>Avaliação do consumo de combustível</i>	97
IV.4.5. <i>Descrição dos impactes do fogo nas árvores</i>	98
IV.5. ANÁLISE DOS DADOS E MODELAÇÃO	99
V. COMPORTAMENTO DO FOGO DE INTENSIDADE REDUZIDA A MODERADA: MODELOS PARA PINHAL BRAVO	103
V.1. SUSTENTABILIDADE E MARGINALIDADE DA PROPAGAÇÃO DO FOGO	103
V.1.1. <i>Análise estatística</i>	103
V.1.2. <i>Classificação do sucesso da ignição: propagação ou extinção do fogo</i>	104
V.1.3. <i>Classificação da marginalidade do fogo: frente de propagação contínua ou descontínua</i>	109
V.1.4. <i>Discussão</i>	114
V.2. MODELAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE COMPORTAMENTO DO FOGO	116
V.2.1. <i>Descrição geral</i>	116
V.2.2. <i>Velocidade de propagação do fogo</i>	121
V.2.2.1. <i>Predição da velocidade de propagação do fogo com modelos preexistentes</i>	121
V.2.2.2. <i>Modelação da velocidade de propagação do fogo</i>	127
V.2.2.2.1. <i>Velocidade de progressão da retaguarda do fogo</i>	127
V.2.2.2.2. <i>Velocidade de progressão da cabeceira do fogo</i>	130
V.2.2.2.3. <i>Discussão</i>	135
V.2.3. <i>Geometria e intensidade da frente de chamas</i>	145
V.2.3.1. <i>Comprimento e altura da chama</i>	145
V.2.3.2. <i>Inclinação da chama</i>	150
V.2.3.3. <i>Intensidade frontal de Byram</i>	151

V.2.3.4. Discussão.....	152
VI. IMPACTE DIRECTO DO FOGO DE INTENSIDADE REDUZIDA A MODERADA: MODELOS PARA PINHAL BRAVO	157
VI.1. MODELAÇÃO DA REDUÇÃO DE COMBUSTÍVEL	157
VI.1.1. Efeito do sentido de propagação na redução da manta morta.....	158
VI.1.2. Predição da redução de combustível.....	159
VI.1.2.1. Folhada.....	159
VI.1.2.2. Arbustos	161
VI.1.2.3. Consumo de combustível e índices de perigo de incêndio	163
VI.1.3. Avaliação retrospectiva do consumo de combustível.....	166
VI.1.4. Discussão	168
VI.2. IMPACTE DO FOGO NAS ÁRVORES	173
VI.2.1. Altura de tronco chamuscado	174
VI.2.2. Altura de copa dessecada.....	176
VI.2.2.1. Abordagem empírica	176
VI.2.2.2. Abordagem semi-física	178
VI.2.3. Mortalidade.....	183
VI.2.3.1. Probabilidade de ocorrência de mortalidade no povoamento.....	183
VI.2.3.2. Quantificação da mortalidade no povoamento.....	187
VI.2.4. Discussão	189
VI.2.4.1. Altura de tronco chamuscado.....	189
VI.2.4.2. Altura de dessecação da copa.....	190
VI.2.4.3. Mortalidade.....	195
VI.3. ANÁLISE E DISCUSSÃO GLOBAL DA SEVERIDADE DO FOGO	197
VI.3.1. Importância relativa dos determinantes ambientais da severidade do fogo.....	197
VI.3.2. Variabilidade intra-fogo da severidade.....	201
VI.3.3. Classificação da severidade.....	203
VII. CONCLUSÕES.....	213
VII.1. COMPORTAMENTO DO FOGO.....	213
VII.2. IMPACTE DIRECTO E SEVERIDADE DO FOGO	215
VII.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS	218
VII.3.1. Condições de aplicabilidade dos modelos	218
VII.3.2. Aplicação dos resultados	219
AGRADECIMENTOS.....	223
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	225
ANEXOS	CCLXIX
ANEXO I.....	CCLXXI
ANEXO II	CCLXXIII
ANEXO III	CCLXXV
ANEXO IV	CCLXXVII
ANEXO V	CCLXXIX
ANEXO VI.....	CCLXXXI
ANEXO VII	CCLXXXV

LISTA DE FIGURAS

Fig. II.1. Relação entre o diâmetro à altura do peito (DAP) e a espessura da casca ao nível do DAP para várias espécies de pinheiros do Mediterrâneo e América do Norte.....	37
Fig. III.1. Fluxos gerais de informação nos programas FIRE1, RXWINDOW e FOFEM.....	75
Fig. IV.1. Área e locais de estudo.	79
Fig. IV.2. Esquema ilustrativo da condução dos fogos experimentais.	93
Fig. IV.3. Médias semanais em Vila Real (Quinta de Prados, UTAD) da temperatura máxima, humidade relativa mínima e índice de perigo de incêndio (FWI) durante o período de estudo.	94
Fig. V.1. Representações gráficas do modelo 5.2, probabilidade de propagação do fogo.	110
Fig. V.2. Representações gráficas do modelo 5.6, probabilidade de propagação num estado não-marginal.	113
Fig. V.3. Comparação entre as condições ambientais de execução dos fogos experimentais e de fogos operacionais no Entre Douro-e-Minho e Beira Litoral	119
Fig. V.4. Velocidades dianteiras de propagação do fogo observadas e estimadas pelo sistema australiano FFBT.	122
Fig. V.5. Velocidades dianteiras de propagação do fogo observadas e estimadas pelo sistema canadiano (CFFBPS) assumindo o tipo de combustível C-6.....	123
Fig. V.6. Velocidades de propagação da retaguarda do fogo observadas e estimadas pelo sistema BEHAVE ..	124
Fig. V.7. Velocidades dianteiras de propagação do fogo observadas e estimadas pelo BEHAVE.....	124
Fig. V.8. Relação entre a velocidade da propagação da retaguarda do fogo e a humidade do combustível morto, fino e superficial	127
Fig. V.9. Verificação do desempenho do modelo 5.8 para o conjunto de dados de ajustamento: velocidade de propagação do fogo R_b observada versus estimada.	129
Fig. V.10. Validação do modelo 5.8 com dados independentes: velocidade de propagação R_b observada versus estimada.....	129
Fig. V.11. Relações entre a velocidade de propagação da cabeceira do fogo e a velocidade do vento e declive do terreno	131
Fig. V.12. Relações entre a velocidade de propagação da cabeceira do fogo e a humidade do combustível morto, fino e superficial.....	132
Fig. V.13. Verificação do desempenho do modelo 5.9 para o conjunto de dados de ajustamento: velocidade dianteira de propagação do fogo R_h observada versus estimada.	133
Fig. V.14. Validação do modelo 5.9 com dados independentes: velocidade dianteira de propagação do fogo R_h observada versus estimada.	134
Fig. V.15. Representações gráficas para o complexo folhada-arbustos das equações para estimativa das velocidades de propagação do fogo R_b (5.8) e R_h (5.9).	136
Fig. V.16. Efeito do declive do terreno na velocidade relativa de propagação do fogo em formações florestais de acordo com vários modelos empíricos.....	140
Fig. V.17. Efeito da altura do combustível superficial aéreo na velocidade dianteira de propagação do fogo, de acordo com vários modelos empíricos.....	146
Fig. V.19. Validação dos modelos 5.10 e 5.11 com dados independentes: comprimentos da chama observados e estimados.	146
Fig. V.20. Verificação do desempenho do modelo 5.12 no conjunto de dados de ajustamento: comprimento da chama observado versus estimado.	147
Fig. V.21. Validação do modelo 5.12 com dados independentes: comprimento da chama observado versus estimado.	147

Fig. V.22. Representações gráficas da equação 5.12 para estimativa do comprimento da chama	148
Fig. V.23. Relações entre o ângulo α de inclinação da frente de propagação dianteira do fogo e a razão entre a velocidade do vento e a carga de combustível superficial (Eq. 5.16), e entre a tangente daquele ângulo e o número de Froude baseado na altura da chama (Eq. 5.17).....	151
Fig. V.24. Relação entre o comprimento da chama e a intensidade de Byram dada pelos modelos de Byram (1), Thomas (2), Nelson e Adkins (3), e pelas equações 5.10 (L_b) e 5.11 (L_h).	153
Fig. V.25. Ângulo α de inclinação com a vertical da frente de chamas dianteira (Eq. 5.16).	155
Fig. VI.1. Relação entre a redução percentual da folhada superficial e o teor de humidade do combustível morto fino e superficial.....	160
Fig. VI.2. Relação entre a redução percentual da folhada inferior e o seu teor de humidade.....	160
Fig. VI.3. Verificação do desempenho do modelo 6.4 no conjunto de dados de ajustamento: consumos de folhada inferior observados e estimados.	161
Fig. VI.4. Verificação do desempenho do modelo 6.5 no conjunto dos dados de ajustamento: consumos do combustível arbustivo fino observados e estimados.....	162
Fig. VI.5. Dependência da redução percentual do combustível arbustivo fino em relação à humidade do combustível morto e fino	162
Fig. VI.6. Predição da redução percentual do combustível fino em função dos componentes DMC e BUI do CFFDRS.	165
Fig. VI.7. Relação entre o consumo de folhada e a profundidade de queima, individualizada por complexo-combustível.	167
Fig. VI.8. Redução (%) da carga de combustível arbustivo fino e diâmetro terminal médio após o fogo.....	167
Fig. VI.9. Redução relativa total ou parcial da manta morta florestal, de acordo com vários modelos	171
Fig. VI.10. Redução relativa do combustível arbustivo fino dada pela expressão 6.7 e pelas equações de Vega et al. (2000b) para formações arbustivas na Galiza.....	172
Fig. VI.11. Relações lineares entre a altura máxima de tronco carbonizado (correspondente ao sotavento do tronco) e a altura da chama	175
Fig. VI.12. Variação da altura de copa dessecada com a altura e comprimento da chama.....	177
Fig. VI.13. Verificação do desempenho do modelo 6.22 para o conjunto de dados de ajustamento: altura de copa dessecada observada versus estimada.	178
Fig. VI.14. Verificação do desempenho do modelo 6.27b para o conjunto de dados de ajustamento: altura de copa dessecada observada versus estimada.	181
Fig. VI.15a. Validação do modelo 6.22 com dados independentes: altura de copa dessecada observada versus estimada.....	182
Fig. VI.15b. Validação do modelo 6.27b com dados independentes: altura de copa dessecada (m) observada versus estimada	183
Fig. VI.16. Representações gráficas dos modelos de probabilidade de mortalidade no povoamento, respectivamente em função da altura média das árvores e da razão de copa dessecada (eq. 6.32), e da altura média das árvores e comprimento da chama (eq. 6.33).....	186
Fig. VI.17. Probabilidade de ocorrência de mortalidade de acordo com a equação 6.34 em árvores de $2 \leq \text{DAP} \leq 6$ cm (classe de mortalidade 1) e em árvores de $\text{DAP} > 6$ cm (classe de mortalidade 2).....	189
Fig. VI.18. Relações entre a altura de copa dessecada e a intensidade de Byram.....	191
Fig. VI.19. Alturas de dessecação foliar estimadas pelos modelos empírico (eq. 6.22) e semi-físicos (com os coeficientes k determinados neste estudo).	193
Fig. VI.20. Relações entre os coeficientes de variação da profundidade de queima e da altura de tronco chamuscado e os teores de humidade da folhada inferior e do combustível morto fino superficial	202

Fig. VI.21. Relações entre os principais determinantes da severidade do fogo (comprimento da chama e humidade da folhada inferior), e entre os principais indicadores de severidade do fogo (razão de copa dessecada e consumo percentual da folhada inferior)	204
Fig. VI.22. Valores mínimo, médio e máximo dos factores que dominam os efeitos do fogo, apresentados por grupo de severidade do fogo.	206
Fig. VII.1. Diagrama das relações entre os descritores ambientais, o comportamento do fogo e os efeitos directos do fogo.	220

LISTA DE QUADROS

Quadro II.1. Amplitude climática do <i>Pinus pinaster</i> na Península Ibérica	33
Quadro III.1. Relações empíricas baseadas na humidade do combustível e velocidade do vento que os modelos australianos utilizam para prever a velocidade de propagação do fogo.	59
Quadro III.2. Variáveis dependentes e independentes em modelos empíricos para estimação da redução absoluta ou relativa em carga ou espessura de componentes do complexo-combustível, e da exposição do solo mineral.....	68
Quadro III.3. Variáveis independentes utilizadas em modelos empíricos de estimação da altura de copa dessecada.....	72
Quadro IV.1. Parâmetros climáticos (valores médios anuais) das regiões naturais pelas quais se distribuem as áreas de estudo	80
Quadro IV.2. Dimensão, ocupação florestal e regime de fogo nos Perímetros Florestais nos quais se situam as parcelas de estudo	80
Quadro IV.3. Caracterização dendrométrica (1999) dos povoamentos onde decorreu a experimentação.....	82
Quadro IV.4. Massas volúmicas utilizadas na estimativa da carga de combustível fino por componente do sub-bosque em cada local de estudo.	88
Quadro IV.5. Caracterização estrutural do complexo-combustível das parcelas de queima por local de estudo: média \pm erro padrão e intervalo de variação.....	89
Quadro IV.6. Distribuição dos fogos experimentais para estudo do comportamento e severidade do fogo por local e tipo de complexo-combustível.	92
Quadro V.1. Médias das variáveis independentes contínuas associadas aos ensaios em que o fogo se propagou e àqueles em que se extinguiu.	105
Quadro V.2. Significância do efeito das variáveis independentes na probabilidade de propagação do fogo.....	106
Quadro V.3. Modelos logísticos para predição da probabilidade de propagação do fogo.	108
Quadro V.4. Capacidade preditiva dos modelos probabilísticos de propagação do fogo.....	109
Quadro V.5. Médias das variáveis independentes contínuas associadas aos fogos com uma frente de chamas contínua, e aos fogos com uma frente de chamas interrompida	111
Quadro V.6. Significância do efeito das variáveis independentes sobre a probabilidade do fogo se propagar no estado não-marginal.....	111
Quadro V.7. Modelos logísticos para predição da probabilidade de propagação do fogo no estado não-marginal.....	112
Quadro V.8. Capacidade preditiva dos modelos probabilísticos de propagação não-marginal do fogo.....	113
Quadro V.9. Variação ambiental (declive, meteorologia e combustível) nos ensaios experimentais com medição do comportamento do fogo, discriminada por complexo-combustível.	117
Quadro V.10. Médias e intervalos de variação dos parâmetros de comportamento do fogo, discriminados por complexo-combustível.....	118
Quadro V.11. Estatísticas relativas ao sucesso da estimação da velocidade de propagação através dos sistemas FFBT, CFFBPS e BEHAVE Plus.	125
Quadro V.12. Descritores estruturais do complexo-combustível com efeito significativo em R_b após ajustamento de uma função do tipo $R_b = a \exp(-bM)$	128
Quadro V.13. Descritores estruturais do complexo-combustível com efeito significativo em R_h após ajustamento de uma função do tipo $R_h = a U^b \exp(-cM + dDECL)$	133
Quadro V.14. Estatísticas de ajustamento dos modelos para estimação das velocidades de propagação R_b (5.8) e R_h (5.9).....	135
Quadro V.15. Estatísticas de validação dos modelos para estimação das velocidades de propagação R_b (5.8) e R_h (5.9).....	135

Quadro V.16. Estatísticas de ajustamento dos modelos para estimação do comprimento (L_b , 5.10; L_h , 5.11; L , 5.12) e altura da chama (5.15).....	149
Quadro V.17. Estatísticas de validação dos modelos para estimação do comprimento da chama (L_b , 5.10; L_h , 5.11; L , 5.12).....	149
Quadro VI.1. Variação e valores médios dos descritores de consumo do combustível, discriminados por complexo-combustível.....	157
Quadro VI.2. Carga de folhada residual em dois fogos experimentais no complexo folhada-arbustos, individualizada de acordo com o sentido de propagação.....	158
Quadro VI.3. Coeficientes de correlação de Pearson (r) estatisticamente significativos entre o consumo de folhada e as variáveis ambientais.....	159
Quadro VI.4. Estatísticas de ajustamento dos modelos para estimação do consumo absoluto ou relativo de combustível.....	163
Quadro VI.5. Coeficientes de correlação de Pearson (r) estatisticamente significativos entre os índices de humidade ou consumo de combustível e a humidade e consumo percentual de combustível.....	164
Quadro VI.6. Coeficientes e estatísticas de ajustamento das equações $P_w = ax^b$, em que $x = \text{DMC}$ ou BUI	165
Quadro VI.7. Estatísticas de ajustamento das equações de redução do combustível baseadas em parâmetros avaliados após o fogo.....	168
Quadro VI.8. Variação e valores médios dos descritores do impacto do fogo nas árvores, discriminados por complexo-combustível.....	174
Quadro VI.9. Estatísticas comparativas dos modelos empíricos para estimação da altura de copa dessecada....	178
Quadro VI.10. Estimativas de constantes de proporcionalidade k para as equações de altura de copa dessecada de Van Wagner (1973).....	179
Quadro VI.11. Estimativas das constantes de proporcionalidade k para as equações de altura de copa dessecada de Alexander (1998) e estatísticas comparativas.....	181
Quadro VI.12. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre características do complexo-combustível e os coeficientes k_1 e k_3 (Alexander 1998) calculados para os fogos individuais ($n=33$).....	182
Quadro VI.13. Estatísticas de validação ($n=12$) dos modelos 6.22, 6.27a e 6.27b para estimação da altura de dessecação da copa.....	182
Quadro VI.14. Médias das variáveis contínuas significativamente diferentes entre fogos sem e com mortalidade no estrato arbóreo.....	184
Quadro VI.15. Variáveis independentes explicativas da probabilidade de ocorrência de mortalidade nas árvores de um povoamento através do ajustamento de um modelo logístico.....	184
Quadro VI.16. Modelos logísticos para a probabilidade de ocorrência de mortalidade no estrato arbóreo.....	185
Quadro VI.17. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os descritores do grau de mortalidade nas árvores e as variáveis ambientais e efeitos do fogo.....	187
Quadro VI.18. Análise de percursos para os descritores da severidade do fogo. Inscritos na coluna "Efeito" estão os coeficientes de efeitos das variáveis independentes.....	199
Quadro VI.19. Coeficientes de efeitos (obtidos por análise de percursos) das variáveis ambientais sobre os descritores da severidade do fogo.....	200
Quadro VI.20. Efeito total relativo das variáveis ambientais sobre os descritores da severidade do fogo, agrupadas de acordo com a sua natureza.....	200
Quadro VI.21. Variação intra-fogo da profundidade de queima e altura de tronco carbonizado.....	201
Quadro VI.22. Valores mínimo, médio e máximo por descritor e grupo de severidade do fogo.....	205
Quadro VI.23. Intensidades de Byram máximas recomendadas para fogo controlado em povoamentos florestais.....	207
Quadro VI.24. Matriz para classificação da severidade do fogo controlado em pinhal bravo.....	211

SIMBOLOGIA

Excluem-se desta lista alguns dos símbolos e abreviaturas de uso mais corrente e aqueles que, ocorrendo pontualmente no texto, nele surgem acompanhados pela respectiva definição.

Símbolo ou abreviação	Definição ou quantidade	Unidades
A	Ângulo de inclinação da chama com a horizontal	graus ($^{\circ}$)
α	Ângulo de orientação da chama em relação à vertical	graus ($^{\circ}$)
a	Arbustos	
a:L	Razão entre a carga arbustiva e a carga de folhada superficial	adimensional
A_p	Ângulo de inclinação da pluma do fogo	graus ($^{\circ}$)
β	Coefficiente estandardizado de regressão	adimensional
β	Razão ou coeficiente de compactação	adimensional
b	Referente à propagação da retaguarda do fogo	
BUI	<i>Buildup Index</i> do CFFDRS	adimensional
C-6	Plantação de coníferas no CFFBPS	
CFFBPS, FBP	<i>Canadian Forest Fire Behaviour Prediction System</i>	
CFFDRS	<i>Canadian Forest Fire Danger Rating System</i>	
C_L	Comprimento da copa	m
CMORT, $CMORT$	Classe de mortalidade arbórea	0, 1, 2
COB	Coberto da vegetação	%
D	Profundidade da chama	m
DAPm	DAP médio das árvores mortas	cm
DC	<i>Drought Code</i> do CFFDRS	adimensional
DECL	Declive do terreno	%, graus ($^{\circ}$)
DMC	<i>Duff Moisture Code</i> do CFFDRS	adimensional

Símbolo ou abreviação	Definição ou quantidade	Unidades
d_t	Diâmetro terminal médio dos ramos e caules arbustivos após o fogo	mm
EF	Eficiência de modelação	adimensional
e_l	Combustível fino morto na metade superior da copa arbustiva	
<i>EPO</i>	Época do ano (em relação ao <i>status</i> fisiológico)	adimensional
F, F	Folhada inferior (em decomposição)	
FFBT	<i>Forest Fire Behaviour Tables for Western Australia</i>	
FFMC	<i>Fine Fuel Moisture Code</i> do CFFDRS	
Fr	Número de Froude	adimensional
FWI	<i>Fire Weather Index</i> do CFFDRS	adimensional
H	Altura da vegetação	m
h	Referente à propagação da cabeceira do fogo	
H, H	Húmus	
H_c	Distância entre a base da copa viva e o solo	m
h_c	Calor de combustão	kJ kg^{-1}
h_F	Altura da chama	m
<i>HR</i>	Humidade relativa do ar	%
h_s	Altura de copa dessecada	m
H_t	Altura de uma árvore	m
I_B	Intensidade da frente do fogo de Byram	kW m^{-1}
inf	Combustível fino morto na metade inferior da copa arbustiva e folhada superficial	
<i>ISI</i>	<i>Initial Spread Index</i> do CFFDRS	adimensional
k	Constantes de proporcionalidade nas equações de Van Wagner (1973) e Alexander (1998)	adimensional
KBDI	Índice de secura de Keetch–Byram	adimensional
L	Comprimento da chama	m
L, L	Folhada superficial	
LF, LF	Folhada	

Símbolo ou abreviação	Definição ou quantidade	Unidades
LFH	Manta morta	
<i>M</i>	Humidade do combustível superficial fino e morto	%
MA%E	Média percentual absoluta do erro	%
MAE	Erro médio absoluto	variável
<i>Max DAP_m</i>	DAP máximo das árvores mortas	cm
<i>MORT</i>	Mortalidade relativa das árvores	%
<i>n</i>	Número de observações	adimensional
<i>nl</i>	Sub-bosque não lenhoso (fetos e herbáceas)	
<i>nl:L</i>	Razão entre a carga de vegetação não lenhosa e a carga de folhada superficial	adimensional
\emptyset	Diâmetro	cm
<i>p</i>	Probabilidade ou nível de significância	adimensional
<i>P</i>	Probabilidade estimada pelo modelo logístico	adimensional
<i>PQ</i>	Profundidade de queima	cm
<i>Pr</i>	Número de dias desde a última precipitação >0,5 mm	dia
<i>P_w</i>	Redução relativa da carga de combustível	%
<i>R</i>	Velocidade de propagação do fogo	m min ⁻¹ , m s ⁻¹
<i>r</i>	Coefficiente de correlação de Pearson	adimensional
<i>r², R²</i>	Coefficiente de determinação (dum modelo univariado e multivariado, respectivamente)	adimensional
ρ_b	Massa volúmica	kg m ⁻³
<i>RC_s</i>	Razão de copa dessecada	adimensional
<i>Rh_s</i>	Altura relativa de copa dessecada	adimensional
<i>RT_s</i>	Altura relativa de tronco carbonizado	adimensional
σ	Relação entre área superficial e volume	cm ⁻¹
s.e.	Erro padrão de um coeficiente de regressão	adimensional
<i>sb</i>	Vegetação do sub-bosque	
<i>sb:L</i>	Razão entre a carga de vegetação do sub-bosque e a carga de folhada superficial	adimensional

Símbolo ou abreviação	Definição ou quantidade	Unidades
<i>SP</i>	Sentido de propagação do fogo	
sup	Combustível superficial	
T	Combustível total	
<i>T</i>	Temperatura do ar	°C
<i>TC</i>	Tipo de complexo-combustível	adimensional
<i>Th</i>	Altura média das árvores	m
<i>T_L</i>	Temperatura letal	°C
<i>t_r</i>	Tempo de residência da chama	s, min.
<i>T_S</i>	Altura de tronco chamuscado	m
<i>U, u</i>	Velocidade do vento à superfície	km h ⁻¹ , m s ⁻¹
v	Combustível vivo	
VIF	Factor de inflação da variância	adimensional
<i>W</i>	Carga de combustível	t ha ⁻¹
<i>w</i>	Carga de combustível consumido	t ha ⁻¹ , kg m ⁻²

I. INTRODUÇÃO

Os incêndios são a principal causa de desflorestação no Mediterrâneo, ascendendo a área ardida anual a 700-1000 milhares de hectares, dos quais mais de 10% respeitam a Portugal (Velez 2000). Este autor refere que as raízes do problema são socio-económicas e advêm das mutações que o espaço rural tem sofrido nas últimas décadas: despovoamento, abandono dos usos tradicionais e diminuição da importância da floresta como fonte de matérias primas, por um lado, e crescimento dos usos recreativos e expansão do interface urbano-rural, por outro; Silva (1993) descreve eloquentemente a especificidade do caso Português.

Na Bacia do Mediterrâneo há uma relação inversa entre a importância dos incêndios e a intensidade de utilização de biomassa pelo Homem e pelo seu gado (Rego 1991a, 1992). A sucessão vegetal e a florestação (e.g., Moreira et al. 2001) conduziram a níveis de acumulação de combustível sem precedentes históricos que, aliados às condições climáticas e topográficas, à persistência das práticas ancestrais de queima e a um novo incendiário, desembocaram num explosivo ambiente de fogo (Pyne 1995).

A importância do *Pinus pinaster* na ocupação florestal de Portugal não é certamente alheia ao problema dos incêndios florestais. Em França (CEMAGREF 1987) é atribuído ao pinheiro bravo o grau três de inflamabilidade numa escala de um a quatro, e o grau sete de combustibilidade na escala 1-9. Vários estudos de incêndios (McArthur et al. 1966; Smith 1992; Pearce e Alexander 1994; Burrows et al. 2000) e fogos experimentais (Burrows et al. 1988b; Alexander et al. 1991) em plantações da espécie na Australásia evidenciam a sua vulnerabilidade na ausência de práticas silvícolas adequadas e de gestão de combustível. O perigo estatístico de incêndio — função da média anual de superfície ardida em proporção da ocupação total da espécie — associado ao pinheiro bravo é considerado elevado em Espanha (ICONA 1982) e muito elevado em Portugal (Rego 1991b). Assim, no período 1980-1986 ardeu mais de 18% da área total de pinhal bravo no País, um valor substancialmente superior ao de qualquer outra espécie (Almeida e Rego 1990), e no período 1974-1994 as manchas de *P. pinaster* concentraram 35% da área florestal ardida em Espanha (Pausas e Vallejo 1999). Uma análise à escala da paisagem (Moreira et al. 2001) mostra que o fogo "selecciona" o pinhal proporcionalmente à sua ocupação, e tende a evitar as manchas de folhosas e floresta mista. Esta incidência de incêndios tem progressivamente vindo a tornar mais representativas as manchas de pinheiro bravo mais jovens (Bento 1994).

O factor fogo é frequentemente negligenciado na instalação de plantações de pinheiros, apesar do investimento que representam e de favorecerem incêndios grandes e destrutivos, especialmente em idades mais jovens, antes e algum tempo após as operações de desrama e desbaste (Alexander 1998). A produtividade destes sistemas é um sinónimo de combustibilidade, mas confere-lhes simultaneamente um valor económico que viabiliza (ou deveria viabilizar) a sua protecção (Rego 1993). Neste quadro, a gestão de combustíveis em geral, e o fogo controlado em particular, constituem actividades com potencial para mitigar

os impactes do actual regime de fogo (Rego 1991a), especialmente em pinhais constituídos por espécies que tolerem bem o fogo de baixa intensidade (de Ronde et al. 1990). Adicionalmente, o contributo do fogo controlado para o aumento da biodiversidade pode reduzir a susceptibilidade intrínseca das plantações a agentes bióticos e permitir usos complementares à produção lenhosa (Goldammer 1982).

A carga de combustível no pinhal bravo do Noroeste da Península Ibérica excede a de qualquer outro ecossistema de *Pinus* em latitudes temperadas (Vega 2001). Foi justamente aí que se deu a introdução da filosofia do fogo controlado no sul da Europa e se conduziu a esmagadora maioria da investigação relativa aos seus impactes ecológicos. Os resultados obtidos legitimam a prática do fogo controlado, ao concluírem generalizadamente pela ausência de repercussões ambientais negativas. Os diversos estudos abordaram essencialmente as duas principais preocupações da gestão:

- Os efeitos nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Vega et al. 1983, 1985, 1987, 1993a, 1994, 2000a; 2000b; Cabral et al. 1986, 1993a, 1993b; Rego 1986; Rego et al. 1983, 1990, 1993; Rego e Botelho 1992; Ana-Magán e Rodriguez 1992; Valette et al. 1994; Fontúrbel et al. 1995; Gillon et al. 1995; Vega 2001);
- os efeitos na vitalidade das árvores (Vega 1978; Vega et al. 1983, 1985, 1993a, 2000c; Rego 1986; Rego et al. 1988c, 1993; Ryan et al. 1994; Botelho 1996; Botelho et al. 1998a, 1998b, 1998c; Alonso et al. 1998a, 1998b; Rigolot 2000).

Comparativamente, são escassos os estudos referentes à vegetação do sub-bosque (Vega et al. 1985; Rego 1986; Rego et al. 1988a, 1988b, 1991, 1993; Moreira e Rego 2000).

A investigação da ecologia do fogo controlado não tem sido acompanhada por experimentação centrada nas características do próprio fogo, conquanto a maioria dos estudos mais recentes as documentem (e.g., Botelho et al. 1998a; Rigolot 2000; Vega et al. 2000a). Assim, muito raramente (Vega et al. 1993b; Botelho et al. 1994; Cruz e Viegas 2001) é o comportamento do fogo em povoamentos de *Pinus pinaster* alvo de atenção explícita, embora a folhada da espécie seja frequentemente utilizada em ensaios efectuados em mesas ou túneis de combustão (e.g., Viegas e Neto 1991; Dupuy 1995; Mendes-Lopes et al. 1998). Trata-se de uma lacuna comum aos restantes tipos florestais Europeus, explicável pela disponibilidade de sistemas de predição do comportamento do fogo baseados no modelo de Rothermel (1972), usualmente adoptado sem que o seu desempenho seja examinado, e pelos problemas e restrições que, sobretudo em ambiente florestal, estão associados à condução de fogos experimentais. Acresce que, a nível internacional, a modelação do comportamento do fogo tem tradicionalmente descurado a sua propagação em condições marginais de humidade do combustível (Brown 1989) ou contra o vento (Burrows 1999a), que correspondem à minimização da dificuldade de contenção do fogo e do seu potencial de dano e, simultaneamente, são favoráveis ao uso do fogo em povoamentos florestais.

Em contraponto ao parágrafo anterior, o estudo experimental do comportamento do fogo em pinhal bravo tem cerca de três décadas no SO da Austrália (Peet et al. 1971), tendo

os resultados contribuído para o desenvolvimento do sistema de predição aí utilizado (Sneeuwjagt e Peet 1985). Ainda que a área plantada não ultrapasse cerca de 40 milhares de hectares, a importância económica do *P. pinaster* naquela região é tal que justifica a existência de um amplo programa de fogo controlado, que é maioritariamente efectuado por ignição aérea (McCaw 2000).

Da mesma forma, é parcelar e quantitativamente pobre o conhecimento relativo aos resultados de uma operação de queima em função das condições ambientais em que é efectuada e das características do fogo. A redução da carga de combustível pelo fogo tem sido tema de estudo na Galiza (e.g., Vega et al. 2000a), mas é notória a ausência de relações quantitativas sólidas para aplicação a uma área crítica, a da predição do dano foliar nas árvores.

As insuficiências científicas que acabámos de referir conduzem, em termos práticos, à impossibilidade de planear um fogo controlado para atingir um objectivo específico e quantificável, e acarretam probabilidades acrescidas de causar efeitos adversos no meio, não conter o fogo, ou não cumprir o(s) objectivo(s) de aplicação. A análise de uma base de dados que reflecte a prática do fogo controlado no pinhal do Entre Douro-e-Minho (Fernandes et al. 1999) concluiu por uma apreciação positiva da técnica, tendo sido detectadas deficiências cuja correcção beneficiaria da disponibilidade de ferramentas com carácter preditivo, nomeadamente no que respeita à identificação das fronteiras ambientais entre a propagação de um fogo e a sua extinção.

A implementação do fogo controlado em Portugal e os resultados satisfatórios obtidos terão sido facilitados pelo conhecimento (adquirido previamente no combate a incêndios) que os guardas florestais tinham do comportamento do fogo, já que neste âmbito os auxiliares à tomada de decisão estão limitados a recomendações genéricas de utilização na forma de intervalos de condições ambientais de queima (Silva 1984, 1988; Rego et al. 1987; Vega et al. 1994; Fernandes 1997a). Já poucas pessoas podem transmitir o saber empírico do fogo controlado sob coberto arbóreo, e são de natureza técnica os principais obstáculos que se deparam à expansão desta técnica no Sul da Europa (Leone et al. 1999). Assim, é nosso propósito contribuir com este trabalho para a constituição de um corpo de informação sólido e de natureza quantitativa, aplicável na formação de técnicos florestais, e fundamental para que i) uma operação de queima seja planeada de modo a alcançar objectivos específicos sem impactes indesejáveis e mantendo o controlo sobre o fogo, e ii) os seus resultados sejam avaliados objectivamente.

Esta dissertação propõe-se atingir os seguintes objectivos, com base num programa experimental de queima em condições naturais:

1. Desenvolvimento de modelos preditivos do comportamento do fogo, para aplicação a condições ambientais condizentes com o seu uso como ferramenta de gestão do combustível em povoamentos de *Pinus pinaster* no Norte e Centro de Portugal:
 - 1.1. Sucesso da ignição (extinção ou propagação sustentada) e classificação da marginalidade (frente de chamas descontínua ou contínua) da propagação do fogo.

- 1.2. Principais características descritivas da frente de propagação do fogo (velocidade de deslocação, geometria das chamas e intensidade).
2. Estudo dos indicadores da severidade ou impacte do fogo num contexto silvícola:
 - 2.1. Modelação da redução do combustível da folhada e estrato arbustivo.
 - 2.2. Modelação, à escala do povoamento, dos efeitos do fogo nas árvores (altura de dessecação foliar e mortalidade).
 - 2.3. Compreensão da importância relativa dos determinantes ambientais da severidade do fogo e análise da variabilidade da severidade num fogo.
 - 2.4. Desenvolvimento de um método expedito de classificação da severidade do fogo controlado em pinhal bravo.

A filosofia de modelação adoptada neste trabalho é assumidamente empírica, não pretendendo explicar os mecanismos causais subjacentes, e procurando que os resultados decorrentes do estudo sejam facilmente compreensíveis e aplicáveis ao nível da gestão. Os modelos empíricos são talhados para o suporte à decisão, ao invés dos modelos mecanicistas que, baseados em princípios fundamentais, são úteis para compreender os sistemas ecológicos e orientar a investigação futura (Reinhardt et al. 2001).

O texto da dissertação está organizado em sete capítulos. A esta introdução sucede-se o Capítulo II, enquadratório, e dedicado ao papel do fogo controlado na gestão de ecossistemas florestais e à relação ecológica entre o pinheiro bravo e o fogo. O Capítulo III constitui um estado-da-arte dos modelos de comportamento e efeitos do fogo com valor operacional, bem como das ferramentas de apoio à decisão que os utilizam e das quais o fogo controlado pode beneficiar.

O Capítulo IV caracteriza a área e os locais de estudo e descreve os métodos utilizados na experimentação, bem como na análise dos dados e desenvolvimento dos modelos.

Os Capítulos V e VI apresentam e discutem os resultados obtidos, referentes respectivamente ao comportamento do fogo (objectivo 1) e aos seus impactes (objectivo 2). As conclusões são expostas no Capítulo VII, juntamente com considerações relativas à generalização e "operacionalização" dos resultados.

II. ENQUADRAMENTO GERAL: ECOLOGIA E USO DO FOGO

II.1. O FOGO CONTROLADO NA GESTÃO FLORESTAL

II.1.1. GÊNESE E CONCEITO

O fogo tem vindo a moldar as comunidades vegetais desde que raios e vegetação coexistem na Terra (Pyne et al. 1996). Os indícios mais antigos remontam ao período Devónico da era Paleozóica (395-345 milhões de anos BP), mas a relevância ecológica do fogo datará do período Carbonífero (345-280 milhões de anos BP) (Rowe e Jones 2000). O fogo cultural, como Agee (1993) designa as ignições de origem humana, é, no entanto, tão ou mais importante que o fogo natural. O uso deliberado do fogo na Bacia do Mediterrâneo tem cerca de 400 milhares de anos (Richardson e Rundel 1998), e desde há dez (Trabaud 1984) ou vinte milhares de anos (Wright e Bailey 1982) que o regime de fogo evidencia modificações decorrentes da acção humana.

O fogo de vegetação, após as actividades humanas agrícolas e urbanas, é o factor de perturbação mais generalizado em ecossistemas terrestres, e um importante determinante das tendências globais de desflorestação/florestação (Bond e Van Wilgen 1996). O fogo controla os padrões de vegetação e a biodiversidade à escala da paisagem, e desempenha um papel crucial em processos ecológicos como a regeneração, crescimento e mortalidade da vegetação, decomposição e ciclo de nutrientes, hidrologia e actividade da fauna (Brown 2000a). Os efeitos ecológicos da exclusão deliberada do fogo podem assim ser tão nefastos como aqueles que procedem da sua incidência excessiva (Agee 1993). Contudo, o fogo é frequentemente analisado de forma simplista como uma catástrofe pontual, antropógena, e recente (Martín e Gil 2000).

O medo e antipatia em relação ao fogo e, conseqüentemente, o receio de o usar e a tentativa de o suprimir completamente são recentes, e estão associados ao Homem urbano e tecnológico (Pyne 1995). Historicamente, a exclusão total do fogo sucedeu ao seu uso indiscriminado quando a exploração de recursos se tornou intensiva e unidireccional; posteriormente, e num contexto de diversificação do uso da floresta, o acumular de conhecimento científico evidenciou as facetas positivas do fogo, e legitimou a sua reintrodução para benefício da gestão florestal (Lotan 1979). O fogo controlado ou prescrito é hoje um componente normal da silvicultura em muitas regiões (Nyland 1996), e figura entre as boas práticas florestais consagradas nos manuais da especialidade (e.g., Georgia Forestry Commission 1990; Zeide e Sharer 1998).

Wade e Lunsford (1989) definem fogo prescrito como a aplicação deliberada do fogo sob condições ambientais definidas e conducentes à satisfação de objectivos de gestão específicos e bem formulados. Os seus traços distintivos são os seguintes (Pyne et al. 1996):

- especificação de uma prescrição (a definição do ambiente de queima desejado) e de um plano de queima (a descrição dos procedimentos a adoptar) para uma determinada operação em função dos seus objectivos;
- a prescrição fixa os limites que a operação deve observar, e procura traduzir as condições de queima em propriedades físicas do fogo (o comportamento do fogo), e este nos seus efeitos;
- a prescrição, as operações prévias à queima, e o padrão de ignição, determinam o carácter do fogo resultante e dão forma a um conjunto de métodos de controlo do fogo (exercidos sobre a sua dimensão, intensidade, características temporais, ...);
- as actividades de avaliação do fogo prescrito distinguem-no das queimadas tradicionais, e equiparam-no a uma experiência científica cujos resultados permitem melhorar as práticas e prescrições futuras.

Fogo prescrito e fogo controlado são frequentemente usados na literatura como sinónimos, procedimento aqui adoptado, e que concilia a tradição portuguesa (e.g., Silva 1993) com a maior correcção conceptual da primeira designação, tal como frisado por Vega et al. (2001):

A queima controlada é unha condición necesaria pero non suficiente para a queima prescrita. A preocupación polo control desviou a atención da prescripción, que é o verdadeiro corazón desta técnica. Non serve calquera queima para lograr obxectivos de ordenación polo feito de "estar" controlada se non se está a axustar a unha planificación previa e desenvolvendo un comportamento do lume dentro duns rangos predeterminados. Ademais diso, a palabra queima controlada é un pouco confusa porque se emprega tamén na loita contra o lume forestal.

Importa finalmente salientar que a distinção entre fogo prescrito e incêndio (o fogo indesejado) é cultural: a fronteira de separação é definida socialmente em função dos objectivos de gestão do território, é frequentemente estreita, e evolui continuamente (Pyne et al. 1996).

II.1.2. OBJECTIVOS E USO

Os usos do fogo controlado são suficientemente numerosos para nos abstermos de os enumerar. A este respeito, Davis (1959), Komarek (1963), Kayll (1974), Wright e Bailey (1982) e Wade e Lunsford (1989) providenciam descrições exaustivas, enquanto que Crow e Shilling (1990) detalham os benefícios do fogo controlado no âmbito da produção lenhosa. As práticas mais usuais incluem a gestão de combustíveis, o melhoramento silvícola, a conversão do tipo de vegetação, e a gestão de habitats¹.

Proteger a floresta e os recursos a ela associados dos efeitos devastadores dos incêndios constitui a primeira motivação para o fogo controlado (Haines et al. 1998). A

¹ A gestão de recursos aquíferos e o controlo de infestantes exóticas são também objectivos importantes na África do Sul (Seydack 1992; Richardson et al. 1994).

queima para redução do perigo assenta em dois princípios básicos e evidentes: i) dos factores que determinam o comportamento do fogo, apenas o combustível florestal é modificável por acção humana, e ii) a eficácia da tecnologia de combate a incêndios é limitada pela intensidade do fogo (Hirsch e Martell 1996) e pelo número simultâneo de focos de incêndio (Underwood et al. 1985).

A intensidade de um incêndio é proporcional à sua velocidade de propagação e à quantidade de biomassa disponível para a combustão (Byram 1959a). O fogo controlado actua no primeiro factor, limitando consideravelmente o potencial energético, mas também sobre o segundo, quebrando a continuidade horizontal e vertical do complexo-combustível e aumentando a dimensão média do combustível residual e a sua compactação (Martin et al. 1988). É então legítimo esperar que o fogo prescrito aumente a probabilidade de controlar um incêndio, não só porque reduz a magnitude do comportamento do fogo, mas também porque melhora a acessibilidade e permite o estabelecimento de pontos de apoio às acções de supressão (Underwood et al. 1985).

Após três décadas de discussão (Josephson 1989), foi em 1943 que o fogo controlado foi sancionado e adoptado oficialmente no sudeste dos E.U.A., o que representou uma mudança drástica: de prática tradicional utilizada pelos habitantes locais no âmbito da sua economia rural, o uso do fogo institucionalizou-se e alargou-se a objectivos silvícolas e de protecção florestal, acompanhando a importância crescente da produção lenhosa na região (Pyne et al. 1996). Os objectivos principais do fogo prescrito naquela região são reduzir o combustível, controlar a vegetação que compete com os pinheiros, e estimular a regeneração arbórea (Williams 1985), mas também melhorar pastagens, gerir habitats para a fauna, e prevenir os danos causados por agentes bióticos² (Lotan et al. 1981).

A extensão anual média do fogo controlado nas áreas florestadas do sudeste dos E.U.A. atingiu 1,6 milhões de hectares na década de 80 do século passado (Wade e Lunsford 1989), mas actualmente excede 2,4 milhões de hectares (Wade et al. 2000). Haines e Cleaves (1999) estimam que 7% da área de pinhal desta região seja anualmente submetida a fogo controlado.

Uma porção considerável da actividade atrás descrita decorre em propriedade privada (Moody 1985). Assiste-se porém a um decréscimo na utilização do fogo controlado pela indústria florestal, motivado principalmente pelo encurtar das rotações (e conseqüente redução da probabilidade de ocorrência de um incêndio), e por padrões de eficiência mais elevados que exigem maior planeamento: devido à sua dependência das condições meteorológicas, o fogo prescrito é uma tarefa difícil de enquadrar numa calendarização prévia (Wade e Outcalt 1999).

A superfície tratada por fogo controlado nos territórios dos E.U.A. sob administração federal tem vindo a aumentar com o tempo, e em 1999 ascendeu a perto de um milhão de

² Especialmente aqueles infligidos por *Scirrhia acicola* (Hare 1961) e *Fomes annosus* (Froelich et al. 1978). No Sudoeste da Austrália, o fogo controlado é benéfico no controlo do fungo *Phytophthora cinnamomi* em florestas de *Eucalyptus marginata* (Burrows 1994).

hectares, quase o triplo em relação a 1995 (NIFC 2001). O fogo prescrito é assim a perturbação planeada que o USDA Forest Service mais frequentemente põe em prática, excedendo a área anual de cortes (Haines et al. 1998).

No Noroeste dos E.U.A. (Pyne et al. 1996) e no Canadá (Taylor 1998) o uso do fogo é prática comum na gestão florestal industrial, predominantemente na sua forma mais tradicional, isto é, para preparar a regeneração natural ou a plantação e para eliminar os resíduos da exploração.

O fogo controlado constitui a estratégia básica de protecção contra incêndios nos eucaliptais da Austrália, que são tratados à taxa de 0,7 milhões de hectares por ano (Gill e Moore 2002), dos quais 200 milhares de hectares no sudoeste mediterrâneo do País (Burrows 1990). O modelo australiano de progressão das práticas tradicionais de queima para aquelas mais ajustadas a uma sociedade industrial é, na opinião de Pyne et al. (1996), um exemplo a seguir.

O fogo controlado no sul da Europa começa a adquirir alguma expressão territorial na Galiza (Alfonso et al. 2000), Catalunha (Rey i Laguia 2000) e, principalmente, França. Os objectivos de aplicação neste país são de defesa florestal contra incêndios e gestão de habitats para fins pastoris, cinegéticos e de conservação (Rigolot 1993), ascendendo a área tratada média a dez milhares de hectares por ano (Rigolot 1998). O essencial do uso da técnica está adstrito a superfícies não arborizadas, não obstante o tempo decorrido desde as primeiras recomendações de utilização em povoamentos florestais (e.g., Vega 1978), e a existência de descrições em pinhal bravo que são consistentes com o conceito de fogo controlado, e que datam do século XIX em Portugal (Neiva 1997) e França (Alexandrian 1988); no segundo caso, a prática estava legislada e o seu uso era espacialmente extensivo e generalizado entre os proprietários florestais da região de Maures e Esterel.

Silva (1998) descreve pormenorizadamente o historial do fogo controlado no NO de Portugal. O uso extensivo da técnica pelos Serviços Florestais iniciou-se em 1982 (remontando as primeiras experiências a 1976) e decaiu a partir de 1992, culminando a área tratada anualmente em cerca de três milhares de hectares, ou seja, aproximadamente cinco por cento da área de pinhal sob administração pública no Entre Douro-e-Minho. O seu uso actual é extremamente localizado, tratando-se de uma técnica frequentemente invocada mas raramente praticada, e que está longe de reunir consenso entre os florestais. É sintomático que seja mencionado em manuais da silvicultura do pinheiro bravo apenas como técnica de preparação da estação antecedendo um repovoamento (Oliveira 1999; Oliveira et al. 2000).

II.1.3. DESENVOLVIMENTOS RECENTES E PERSPECTIVAS FUTURAS

Avanços no conhecimento da ecologia do fogo, especialmente notórios nas duas últimas décadas, têm permitido alargar o leque de razões justificativas do uso do fogo prescrito (Van Lear 2000).

Galley e Wilson (2001) abordam o papel do fogo no controlo de plantas invasoras nos ecossistemas dos E.U.A. No campo das aplicações silvícolas, as opções incluem agora a

estação de crescimento como época de queima, quando o objectivo é o controlo efectivo do sub-bosque de folhosas que compete com os pinheiros (Boyer 1990), e o uso do fogo para regenerar carvalhais (Van Lear 2000), e sabe-se que a prática é conciliável com a fertilização de povoamentos (Mollitor et al. 1983) e com a silvicultura de massas inequiénias (Kalabokidis e Wakimoto 1992; Farrar 1998). Diversos estudos experimentais³ têm evidenciado as potencialidades do fogo controlado no desbaste pré-comercial de pinhais regenerados naturalmente, uma aplicação bastante promissora mas pouco explorada, pois o desenvolvimento de prescrições adequadas é ainda incipiente (Crow e Shilling 1990; Sackett e Haase 1998).

O uso do fogo tem também sido expandido para objectivos menos utilitários, que visam a manutenção da vitalidade e sustentabilidade dos ecossistemas, e a preservação ou recuperação de espécies ou habitats únicos (Vose 2000). É esta a finalidade principal em 51 por cento da área anualmente tratada por fogo prescrito no Oeste dos E.U.A. (Barrett et al. 2000). O restabelecimento do fogo como um processo ecológico à escala da paisagem é no entanto complexa, em teoria como na prática (Pyne et al. 1996; Tiedemann et al. 2000). Em ecossistemas dos quais o fogo foi excluído prolongadamente, e historicamente caracterizados por fogos de superfície frequentes, a restauração é dificultada pela acumulação de combustível, podendo requerer a combinação com tratamentos mecânicos, e sendo impossível em certas situações (Arno 2000). A recuperação das florestas de *Sequoiadendron giganteum* nos Parques Nacionais de Sequoia e Kings Canyon na Califórnia, iniciada em 1968, é um exemplo de sucesso (Haase e Sackett 1998; Keifer et al. 2000), mas é também elucidativa das dificuldades que um programa deste tipo tem que enfrentar (Caprio e Graber 2000).

No exemplo anterior, ao qual se podem acrescentar os ecossistemas *Pinus ponderosa* no Arizona (Sackett e Haase 1998; Fulé et al. 2002) e *P. palustris* na Flórida (Barnett 1999), o regime histórico de fogo que se pretende replicar não difere significativamente de um regime de fogo controlado com objectivos de protecção florestal. Os requisitos da manutenção de processos ecológicos e do uso utilitário do fogo podem, no entanto, ser bastante distintos (e.g. Hopkins 1985). A manutenção da componente pinheiro em diversas florestas mistas na América do Norte é operacionalmente complexa, pois exige prescrições conducentes a fogos de intensidade moderada ou elevada⁴.

Na Escandinávia, o fogo controlado era usado na preparação do terreno para a instalação de novos povoamentos, mas foi quase inteiramente substituído por meios mecânicos (Lindholm e Vasander 1987). Actualmente, as normas da certificação florestal na Suécia exigem o fogo prescrito (Granström 2001). Nessa região (Parviainen 1996) e na Europa Central (Goldammer 1998), o papel ecológico do fogo é reconhecido pelos novos

³ Nomeadamente em *Pinus ponderosa* (Morris e Mowat 1958), *P. taeda* (McNab 1977; Wade 1993; Lloyd e Waldrop 1999), *P. elliotii* (Johansen e Wade 1987) e *P. pinaster* (Rigolot 2000).

⁴ Incluem-se no primeiro caso o *Pinus leiophylla* e *P. engelmanni* (Barton 1999), e *P. pungens* e *P. rigida* (Waldrop e Brose 1999; Welch et al. 2000), enquanto que *P. clausa* (Outcalt e Greenberg 1998) e *P. virginiana* (Vose et al. 1997) se enquadram no segundo grupo.

paradigmas conservacionistas, assistindo-se a um interesse renovado no seu uso. No Sul da Europa, como em qualquer ambiente mediterrânico, o fogo prescrito é essencial para manter a biodiversidade, um facto de importância fundamental não só em áreas protegidas mas para qualquer estratégia que pretenda moldar os ecossistemas de acordo com os interesses humanos (Pyne et al. 1996).

Nos E.U.A. (Haines et al. 1998) e na Austrália (Underwood e Sneeuwjagt 1993) o fogo controlado tem vindo crescentemente a ser legislado e regulamentado, principalmente no que respeita à gestão de fumos e qualidade do ar. Tal acarreta restrições de utilização⁵ e implica um consenso social para uma autorização de queima que era inimaginável há um século atrás (Pyne et al. 1996), mas é também passível de conduzir a evoluções técnicas compensatórias. Assim, na costa do Pacífico foi possível manter a superfície tratada anualmente e reduzir a metade as emissões para a atmosfera (Sandberg 1988).

A afirmação e manutenção de um programa de fogo prescrito depende largamente de factores técnicos — formação adequada, competência e credibilidade dos operadores, qualidade das prescrições —, mas também da existência de financiamento adequado, suporte público, e disponibilidade para assumir algum risco⁶ (Brown 1989; USDA Forest Service 1995). Vose (2000) é de opinião que o fogo prescrito será cada vez mais importante na gestão florestal e de ecossistemas. A sua máxima utilidade corresponde à gestão extensiva do território para obter produtos naturais ou manter processos naturais, e quando um ou mais dos efeitos pretendidos decorrer da natureza do fogo e não for total ou parcialmente substituível por outro processo (Pyne et al. 1996).

Cenários climáticos futuros apontam para um aumento da incidência de incêndios, nomeadamente na América do Norte (Flannigan et al. 2000; Amiro et al. 2001) e na Bacia do Mediterrâneo (Mouillot et al. (2002). Preocupações com a contribuição do fogo prescrito para as alterações climáticas globais podem vir a restringir a sua aplicação, e a requerer a justificação do seu uso, pelo menos nominalmente, perante a comunidade internacional (Pyne et al. 1996). Porque a atmosfera é o principal indicador contemporâneo de saúde ambiental, tende-se a ignorar ou a menosprezar os efeitos benéficos dos fogos de vegetação no ciclo de carbono e no efeito de estufa⁷. Não é plausível que da eliminação do fogo prescrito possam advir reduções significativas nas emissões de CO₂ para a atmosfera

⁵ Os resultados de um inquérito no Oeste dos E.U.A. (Barrett et al. 2000) revelaram que restrições relacionadas com a qualidade do ar e dispersão do fumo são a segunda mais importante razão (18,1%) para o cancelamento de uma queima, a seguir às restrições meteorológicas (39,1%). Em média, os responsáveis pelo planeamento das operações gostariam que a área tratada aumentasse 12 vezes.

⁶ A existência de legislação limitativa das circunstâncias em que os utilizadores são susceptíveis de responsabilização por acidentes decorrentes da actividade, como na Flórida, constitui um mecanismo importante de incentivo ao fogo controlado (Haines e Cleaves 1999).

⁷ A formação de carvão imobiliza quantidades consideráveis de carbono, que podem ir até 20% da quantidade de carbono anualmente libertada para a atmosfera (Pyne et al. 1996). Há evidências de que a forte diminuição de áreas ardidas que ocorreu nos últimos 200 anos (e.g. Leenhouts 1998) fez diminuir a concentração de partículas sólidas na atmosfera, o que tem contribuído para o aquecimento global e aumento dos níveis da radiação ultravioleta que atinge a superfície terrestre (Packham e Taper 1998).

(Brown 1989) e, a existir tal benefício, seguramente que seria obscurecido pelos custos ecológicos da interrupção do fogo controlado (Pyne et al. 1996).

Finalmente, tudo se reduz a uma questão (Pyne et al. 1996): qual o regime de fogo mais adequado? A resposta, e conseqüentemente as decisões sobre o uso do fogo, devem depender da integração das suas conseqüências sociais, ecológicas, atmosféricas e climáticas, a curto e a longo prazo (Leenhouts 1998).

II.2. O PINHEIRO BRAVO E O FOGO

II.2.1. O PINHEIRO BRAVO NO CONTEXTO DA VEGETAÇÃO IBÉRICA

O pinheiro bravo (*Pinus pinaster* Aiton) é uma versátil conífera do Mediterrâneo Ocidental e Sudoeste Atlântico da Europa cuja diversidade morfológica (Alía et al. 1996; Castro et al. 1997) tem dado azo à classificação em diversos taxa sub-específicos, mas dificilmente distinguíveis (Barbéro et al. 1998). Porém é consensual o reconhecimento das sub-espécies *pinaster* e *hamiltonnii*, respectivamente distribuídas pelas regiões de influência climática atlântica e mediterrânea.

Embora dê preferência a climas com uma ligeira seca estival, o *P. pinaster* cobre uma amplitude climática notável (Quadro II.1), surgindo desde o nível do mar até acima dos 1800 m de altitude (Alía et al. 1996). A sua preferência por solos ácidos, oligotróficos, arenosos e de textura grosseira é evidente (Castro et al. 1997), ainda que possa ocupar todo o tipo de substratos dentro de um intervalo de variação do pH de 4 a 9 (Alía et al. 1996).

Quadro II.1. Amplitude climática do *Pinus pinaster* na Península Ibérica, elaborado com base em Alía et al. (1996)

p , mm	p_e , mm	g_m	g_p	t_M , °C
352	15	0	0	8,6
2331	58	5	9	18,0
$t_{M f}$, °C	$t_{M q}$, °C	$t_{m f}$, °C	$t_{max q}$, °C	
0,0	16,7	-5,0	21,2	
11,7	28,5	-8,3	36,4	

p = precipitação, p_e = precipitação estival, g_m = nº mínimo de meses com geada, g_p = nº provável de meses com geada, t_M = temperatura média, $t_{M f}$ = temperatura média do mês mais frio, $t_{M q}$ = temperatura média do mês mais quente, $t_{m f}$ = temperatura mínima média do mês mais frio, $t_{max q}$ = temperatura máxima média do mês mais quente.

A recente evolução do conhecimento paleoecológico veio mostrar que a fitossociologia tem amplamente subestimado a relevância do género *Pinus* em geral (Castro et al. 1997), e do *P. pinaster* em particular (Carrión et al. 2000), como componentes naturais dos ecossistemas ibéricos. A dinâmica florestal pós-glacial da Península Ibérica caracteriza-se pela prevalência de espécies de *Quercus* e *Pinus* (Huntley 1990), cuja importância

relativa variou acentuadamente no espaço (Daveau 1988) e no tempo (e.g. Carrión e Van Geel 1999; Carrión et al. 1999). É provável que no Holoceno a paisagem fosse dominada por um mosaico de pinheiros e carvalhos, mais do que por bosques mistos, embora estes pudessem ser localmente importantes (Castro et al. 1997).

A plasticidade ecológica do pinheiro bravo, mais vincada na sub-espécie mediterrânea (Alía et al. 1996) e particularmente notável no grupo *maghrebiana* (Barbéro et al. 1998), permite-lhe coexistir com quase todas as resinosas e folhosas da Península Ibérica⁸. As distribuições bioclimáticas do género *Quercus* e do pinheiro bravo são na actualidade similares (Carrión et al. 2000) e, coincidentemente, estudos efectuados no Leste de Espanha (Carrión e Van Geel 1999; Carrión et al. 1999) mostram que a expansão das comunidades de *Pinus pinaster* e de quercíneas ocorreu simultaneamente 6.000 anos atrás.

A actual extensão territorial do pinheiro bravo em Portugal é inegavelmente obra humana, ascendendo a sua área a 1,3 milhões de hectares em 1980, quando em 1874 seria de cinco mil hectares apenas (Fabião 1987). A controvérsia em torno da origem e importância da espécie no nosso País levou Braun-Blanquet et al. (1956) a afirmarem que teria sido diminuta a área associada a uma eventual presença como árvore nativa. Na verdade, a antracologia confirmou que o *Pinus pinaster* é autóctone, e revelou em parte dos locais estudados uma abundância insuspeitada que atesta um importante significado ecológico (Figueiral 1995):

- em locais na Estremadura a espécie dominou a vegetação durante o Pleistoceno final (ca. 11.000-12.000 anos BP), sendo acompanhada por *Quercus ilex*, *Q. suber* e *Quercus* de folha caduca, mas parece ter perdido importância no Holoceno (ca. 5.000 anos BP)⁹;
- o pinheiro bravo era preponderante sobre as quercíneas há 3.000-6.000 anos atrás em vários locais de Trás-os-Montes, Douro e Beira interior;
- em oposição à ideia bastante difundida que dá o pinheiro bravo como originário dos solos arenosos da costa norte (e.g., Ribeiro 1986), os seus indícios no NO do País são bastante mais recentes, sendo provável que a espécie nunca se tenha conseguido estabelecer em número significativo na região face à exuberância da floresta caducifólia, à semelhança do que é referido para a Galiza (Alía et al. 1996; Castro et al. 1997).

Diversos autores defendem a recolonização pós-glacial do actual território português pelo pinheiro bravo, procedente de refúgios localizados no Norte de África e em França (Vendramin et al. 1998) ou no Sudeste de Espanha (Salvador et al. 2000), dada a indistinção genética entre as populações portuguesas (Vendramin et al. 1998; Ribeiro et al. 2001) e a ausência de variantes específicas no nosso País (Salvador et al. 2000). Esta hipótese é, no entanto, pouco compatível com a antiguidade (33.000 anos) dos primeiros vestígios da

⁸ As formações naturais de pinheiro bravo são usualmente descritas como pertencentes às séries de vegetação do *Quercus pyrenaica*, *Q. rotundifolia*, *Q. ilex*, *Q. faginea*, *Q. suber*, *Q. coccifera*, *Juniperus thuriferae*, e, possivelmente, *Q. robur* (Alía et al. 1996).

⁹ Nessa época era no entanto importante no vale superior do Sado, onde alternava na paisagem com o *Quercus faginea* (Mateus 1985 in Daveau 1988).

espécie em Portugal, que sugerem que teria resistido à última glaciação em zonas abrigadas no litoral (Figueiral 1995).

II.2.2. A ECOLOGIA DO PINHEIRO BRAVO EM RELAÇÃO AO FOGO

II.2.2.1. O género *Pinus* e o fogo

Os pinheiros são genericamente descritos como espécies exigentes em luz, de crescimento rápido, e cujas plântulas se estabelecem em solo mineral e na ausência de ensombramento (Mirov 1967; Keeley e Zedler 1998; Richardson e Rundel 1998). Tal como as restantes coníferas, o género *Pinus* tolera melhor o stresse abiótico que as angiospérmicas, sendo mais abundante onde a produtividade é limitada por perturbações, escassez de recursos, ou ambas; a elevada capacidade de colonização após uma perturbação distingue-o claramente das outras gimnospérmicas e permite-lhe ocupar as etapas iniciais e intermédias da sucessão florestal (Keeley e Zedler 1998).

O reconhecimento da estreita associação que existe entre as plantas do género *Pinus* e o fogo não é novo (Mirov 1967). Em muitos ecossistemas temperados, mediterrâneos e subtropicais o regime de fogo condiciona a sucessão da floresta de *Pinus* para a de folhosas (Mirov 1967; Richardson e Rundel 1998). A expansão dos pinheiros no hemisfério Norte e as adaptações especializadas que exibem em diversos momentos do seu ciclo de vida resultam da forte pressão selectiva exercida pelo fogo natural¹⁰ (Mirov 1967; Agee 1998; Keeley e Zedler 1998). O regime de fogo actua fundamentalmente através de dois dos seus componentes (Keeley e Zedler 1998):

1. Frequência, o número de fogos por unidade de tempo. É uma poderosa força selectiva quando o intervalo de retorno do fogo é inferior à duração de vida das árvores. As espécies incapazes de sobreviver ou reproduzir-se após o fogo extinguir-se-ão. Os indivíduos que desenvolvam características favorecidas pelo fogo darão origem a descendência mais numerosa.
2. Intensidade, a libertação de calor na frente do fogo. Determina o dano sofrido pelos tecidos das plantas e o grau de envolvimento da copa das árvores no fogo. Este parâmetro é importante na evolução das estratégias de vida das plantas porque limita as opções de adaptação.

Rowe (1983) in Agee (1998) categoriza em três estratégias a resposta das plantas com adaptações ao fogo: evasão, resistência e resiliência¹¹. No género *Pinus*, a primeira estratégia está associada à bradisporia ou deiscência térmica¹², que possibilita a manutenção

¹⁰ O fogo antropógeno é demasiado recente para ter influenciado significativamente os atributos vitais e ciclo de vida das espécies (Keeley e Zedler 1998).

¹¹ Estratégias *evader*, *resister* e *endurer*, respectivamente e no original.

¹² Traduções possíveis do termo *serotiny*, que designa a capacidade de formação de pinhas serotinas ou seródias, com origem no latim *serus*, que significa tardio, atrasado, e que aplicado a frutos significa que não se abrem espontaneamente após a maturação, permanecendo fechados sem permitir a deiscência das sementes.

de um banco aéreo de sementes viáveis, sendo a resistência de muitas espécies de pinheiros conferida essencialmente pela posse de casca espessa. A resiliência manifesta-se pela capacidade de "rebentação" vegetativa e é rara em pinheiros. A interacção entre a frequência e a intensidade do fogo influencia grandemente a(s) estratégia(s) de cada espécie e as correspondentes adaptações ao fogo (Agee 1998; Keeley e Zedler 1998).

A temperatura letal para os tecidos vegetais varia em torno de 60 °C, dependendo do tempo de exposição ao calor (Byram 1958). A resistência do câmbio do tronco de uma árvore ao dano infligido pelo fogo é directamente proporcional ao quadrado da espessura da casca (Hare 1965; Peterson e Ryan 1986; Rego e Rigolot 1990). As propriedades térmicas da casca das coníferas variam num intervalo relativamente estreito (Martin 1963; Hengst e Dawson 1994), mas induzem isolamentos térmicos diferenciados que se traduzem, para uma determinada espessura de casca, em resistências específicas diferentes (Hare 1965). Em espécies de casca mais grossa o pico de temperatura no câmbio é não só mais tardio como tende a ser de menor magnitude (Hengst e Dawson 1994).

A deiscência térmica consiste na abertura das pinhas por acção do calor do fogo, que assim provoca a dispersão das sementes e estimula o recrutamento de indivíduos (Pausas 1999a). Esta capacidade é usualmente polimórfica e controlada geneticamente (Keeley e Zedler 1998), sendo favorecida selectivamente se a mortalidade das árvores for generalizada, o intervalo de retorno do fogo impeça a reprodução a partir de plantas que se estabeleçam entre fogos, e a dimensão do fogo seja tal que não haja colonização significativa por propágulos oriundos de áreas adjacentes não ardidadas (Bond e Van Wilgen 1996). O grau de bradisporia depende então fundamentalmente do regime de fogo (Perry e Lotan 1979; Gauthier et al. 1996; Whelan et al. 1998), ainda que factores diversos o possam influenciar, como a idade das árvores (Gauthier et al. 1996) e a posição das pinhas na árvore (Gauthier et al. 1993).

II.2.2.2. Adaptações do pinheiro bravo ao fogo

II.2.2.2.1. Relacionadas com a sobrevivência individual

A persistência individual das árvores perante um determinado regime de fogo depende das características de maturidade e estabilidade da espécie (Landers 1991; Martín e Gil 2000). O pinheiro bravo é uma árvore de porte e longevidade medianos (Alfá et al. 1996), com um sistema radicular poderoso (Castro et al. 1997) e de enraizamento profundo (Maugé 1987).

A característica mais notável de resistência no *P. pinaster* é a espessura da casca, não em termos absolutos, uma vez que espécies de maiores dimensões podem acumular cascas consideravelmente mais grossas (e.g. Keeley e Zedler 1998), mas sim porque o desenvolvimento de um ritidoma suficientemente espesso para proteger o câmbio é nele bastante precoce (Ryan et al. 1994), conforme a Fig. II.1 mostra. Jackson et al. (1999) verificaram que nas espécies de *Pinus* e *Quercus* sujeitas a fogo frequente de baixa

intensidade o investimento na formação de casca é desproporcionadamente maior em plantas jovens¹³.

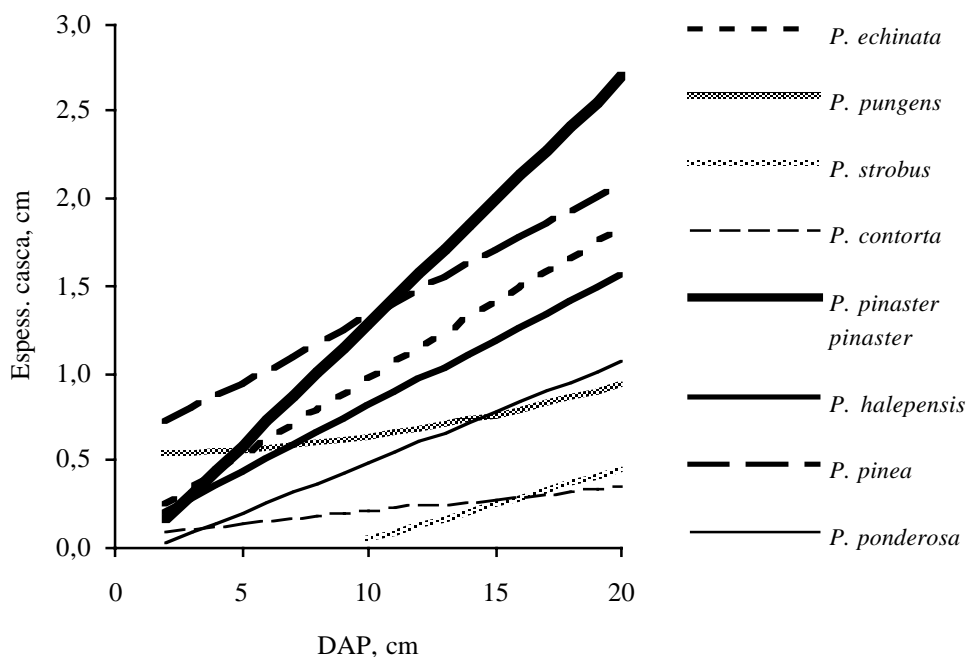


Fig. II.1. Relação entre o diâmetro à altura do peito (DAP) e a espessura da casca ao nível do *DAP* para várias espécies de pinheiros do Mediterrâneo e América do Norte. Fontes: Harmon (1984), Ryan e Reinhardt (1988), Hengst e Dawson (1994) e Ryan et al. (1994).

A espessura da casca do pinheiro bravo é contudo bastante variável, sendo maior na sub-espécie mediterrânea (Nicolas e Gandullo 1967), na qual pode ocupar mais de metade da secção do tronco (Alía et al. 1996). Este parâmetro sofre influência da qualidade da estação e tem um gradiente vertical decrescente bastante pronunciado, especialmente em árvores mais jovens: aos 10 anos de idade a espessura na base do tronco é quase dupla em relação àquela medida ao nível do *DAP* (de Ronde 1982). Os dados de Burrows (1985) in Burrows et al. (2000) referentes à sub-espécie atlântica indicam que a espessura da casca pode variar de 2,5 a 5 cm em árvores de *DAP*>30 cm, e de 1,5 a 4 cm quando o *DAP* é de 20-30 cm. De notar que a ocorrência de dano cambial é improvável acima de 2,5 cm de espessura de casca, a não ser que haja combustão de materiais lenhosos em contacto com o tronco (Ryan 1998).

As fissuras do ritidoma do pinheiro bravo aumentam a possibilidade de exposição do câmbio a temperaturas letais (de Ronde 1982), mas é provável que o ar aí contido actue como um isolante e atenuo o efeito de aquecimento (Hare 1961; Fahnestock e Hare 1964).

¹³ A relação entre a espessura do ritidoma e o diâmetro do tronco sob casca é caracterizada por um coeficiente alométrico <1.

As cascas fissuradas e espessas têm usualmente menor densidade e condutividade térmica (Hengst e Dawson 1994).

As características morfológicas das agulhas e gomos influenciam a resposta ao aquecimento (Byram 1948). As agulhas do pinheiro bravo sobrevivem a temperaturas de 55-65 °C e 65-75 °C durante um minuto e um segundo, respectivamente (Duhoux 1994; Freitas 1995). As acículas de *P. halepensis* e *P. pinea*, com razões entre superfície e volume mais elevadas (Daligault 1991; Hernando et al. 1995; Fernandes e Rego 1998a), são comparativamente menos tolerantes ao stresse térmico (Duhoux 1994).

Duhoux (1994) reporta limiares de temperatura letal mais elevados para os gomos terminais do *P. pinaster* do que para as agulhas, provavelmente devido ao seu maior tamanho, que implica maior capacidade calórica (Byram 1958), e protecção adicional conferida pelas escamas e folhagem que os revestem (Hare 1961). Com base nas medições de Botelho (1996), e de acordo com a classificação de Byram (1948) em função do diâmetro, a susceptibilidade dos gomos desta espécie ao calor é reduzida a moderada. Ryan et al. (1994) consideram que o pinheiro bravo é comparativamente menos sensível à morte da copa que outras espécies do Mediterrâneo (*P. halepensis*, *P. pinea*) e América do Norte (*Larix occidentalis*, *P. ponderosa*, *Sequoia sempervirens*, *Pseudotsuga menziesii*).

O potencial de fogo de copas e, conseqüentemente, a gravidade do efeito do fogo nas árvores, diminui para maiores distâncias entre a copa de uma árvore e o combustível superficial, e aumenta com a densidade foliar da copa (Van Wagner 1977).

A desrama natural do pinheiro bravo, considerada de grau intermédio por Keeley e Zedler (1998), conduz nos indivíduos adultos a uma razão de 1:3 entre o comprimento da copa e a altura total da árvore (Alía et al. 1996). De acordo com Maugé (1987), povoamentos densos da sub-espécie *pinaster* favorecem a morte dos ramos inferiores da copa, mas não a desrama natural propriamente dita. Alía et al. (1996) referem que a auto-desrama é mais perfeita na sub-espécie *hamiltonnii*.

A copa do pinheiro bravo é qualificada por Alía et al. (1996) como pouco densa. Richardson e Rundel (1998) referem que o baixo índice de área foliar (LAI) de muitos *Pinus* está associado à curta permanência das agulhas na copa. A espécie observa esta regra, com LAI=3 (Berbigier e Bonnefond 1995), ou 0,8-2,3 de acordo com Oliveira et al. 2000), e um tempo de persistência das agulhas de dois a três anos (Maugé 1987).

A humidade das agulhas vivas do pinheiro bravo varia de 100 a 170%, sendo a variação inter-anual mais pronunciada que a flutuação intra-anual (Viegas et al. 1992). A maior hidratação dos tecidos durante a estação de crescimento desfavorece o envolvimento das copas na combustão, mas é passível de aumentar a susceptibilidade ao dano por aumento da condutividade térmica (Hare 1961).

II.2.2.2.2. Relacionadas com a perpetuação da população

Os indivíduos vigorosos de *Pinus pinaster* florescem aos sete ou oito anos de idade (Maugé 1987), mas a floração é mais precoce em populações sujeitas a fogos frequentes e

pode surgir logo aos quatro anos de idade, com a primeira frutificação a ocorrer entre os cinco e os 12 anos de idade (Martín e Gil 2000; Tapias et al. 2001).

As pinhas da espécie superam em dimensões aquelas pertencentes à maioria dos pinheiros (Maugé 1987) e o seu carácter serotino é evidente (Lanner 1998), ainda que desvalorizado por certos autores (e.g. Pausas (1999a). A termo-deiscência no pinheiro bravo é muito variável entre populações e indivíduos da mesma população, mas parece estar sempre presente: a percentagem de pinhas fechadas variou entre dois e 97% em 14 populações de Espanha, com frequências mais elevadas de pinhas serôdias nos povoamentos mais jovens da mesma população (Martín e Gil 2000).

A persistência das pinhas na copa é muito variável. As pinhas não serotinas começam a cair dois a três anos após o amadurecimento, mas há populações vincadamente serotinas que mantêm na copa pinhas com 20 a 30 anos (Martín e Gil 2000). O banco aéreo de sementes num pinhal bravo varia extraordinariamente, dependendo da idade, densidade, grau de bradisporia e qualidade da estação, podendo atingir mais de quatro milhões de unidades por hectare (Martín e Gil 2000). O banco de propágulos no solo é, em contraste, diminuto (Valbuena e Calvo 1998) e efémero (Martínez-Sánchez et al. 1995; Martín e Gil 2000).

A abertura das pinhas serôdias inicia-se quando sujeitas a temperaturas de 42 a 50 °C (Martín e Gil 2000; Tapias et al. 2001). A regeneração pós-incêndio do pinheiro bravo parece ser mais bem sucedida se houver mortalidade da copa mas não a sua combustão, que elimina ou danifica a maioria das sementes, e Martínez et al. (2002) verificaram que após um fogo de copas era menor o número de sementes dispersas, maior o seu grau de dano, e menor a sua viabilidade germinativa e taxa de emergência, em comparação com um fogo de superfície. Com efeito, sementes provenientes de pinhas aquecidas a 200 e 400 °C mantiveram viabilidades germinativas superiores a 95% para tempos de exposição inferiores a três minutos, mas baixaram para 10% quando a exposição aumentou para cinco minutos (Freitas 1995). A germinação dos propágulos não é estimulada pelo calor (Martínez-Sánchez et al. 1995; Reyes e Casal 1998; Escudero et al. 1999), mas a probabilidade de germinação diminui em sementes directamente sujeitas a temperaturas acima de 130 °C (Escudero et al. 1999) ou 200 °C (Martínez-Sánchez et al. 1995).

As sementes do *P. pinaster* têm asa pequena, o que não favorece a sua disseminação anemófila (Oliveira et al. 2000), e são relativamente grandes, com pesos de 0,05 a 0,07 g (Maugé 1987; Reyes e Casal 1998; Escudero et al. 2000), o que contribui para que a seguir ao *P. pinea* sejam as mais resistentes ao calor em pinheiros ibéricos (Escudero et al. 1999). As sementes mais pequenas sofrem mais mortalidade após tratamento térmico e as mais pesadas originam plântulas de maiores dimensões (Escudero et al. 2000), com possibilidades acrescidas de sobrevivência nas agrestes condições mediterrâneas (Seva et al. 2000). Face à pressão selectiva do fogo, e dada a considerável variabilidade da dimensão dos propágulos, é plausível a existência de um compromisso entre a eficiência da disseminação pós-fogo e a aptidão competitiva das plântulas num cenário de emergência massiva e simultânea (Escudero et al. 2000).

O resultado da regeneração pós-fogo é bastante variável, estando a densidade de plântulas germinadas positivamente correlacionada com a percentagem de coberto da manta morta residual (Castro et al. 1990), ou seja, o restabelecimento é comparativamente menor em fogos mais severos. O facto de concentrações elevadas de cinzas reduzirem ou anularem a germinação das sementes de *P. pinaster* (Reyes e Casal 1998b) aponta no mesmo sentido. Martínez et al. (2002) observaram que 80-90% da dispersão das sementes ocorre dos dois primeiros meses após o incêndio, e Luis-Calabuig et al. (2002) constataram que a germinação das sementes se prolonga durante mais de dois anos após um incêndio.

Importa finalmente referir que o fogo pode não ser o responsável directo pelo desenvolvimento das várias características mencionadas nesta secção, antes constituírem respostas evolutivas ao stresse em geral, abiótico ou biótico (Fox e Fox 1987). Por exemplo, pinhas e agulhas mais pequenas (Richardson e Rundel 1998) e com maior tempo de persistência na copa (Landers 1991) estão em regra associadas a estações de pior qualidade, que ao limitar o desenvolvimento em altura das árvores aumentam a probabilidade de fogo de copas e, conseqüentemente, favorecem a bradisporia (Keeley e Zedler 1998). Convém então interpretar cautelosamente a presença de uma determinada característica, pois pode resultar de uma pré-adaptação ao fogo e não da selecção pelo fogo (Pyne et al. 1996).

II.2.3. REGIME DE FOGO E ESTRATÉGIA ECOLÓGICA DO PINHEIRO BRAVO

A existência de ligações entre o fogo e o pinheiro bravo é facilmente comprovável. O aumento da importância da espécie na Córsega (Carcaillet 1997) e Espanha Oriental (Carrión et al. 2000) durante o Quaternário ocorreu em sincronia com o aumento da frequência do fogo. As grandes massas de pinhal natural da Península Ibérica (Castro et al. 1997), incluindo as de *Pinus pinaster* (Carrión et al. 2000), coincidem com as zonas montanhosas mais sujeitas a descargas eléctricas, com frequências anuais de incêndios de origem natural que atingem máximos de 3,3 fogos por 10.000 hectares (Martín e Gil 2000), ou seja, 27 vezes mais do que a média espanhola (Vázquez e Moreno 1998). As ignições por raios são responsáveis por mais de metade do número de fogos ou da área ardida em partes do Sistema Ibérico, Pirinéus e Sistema Central, e a sua frequência é também notável no litoral Valenciano e no interior da Galiza (Vázquez e Moreno 1998).

A definição do regime natural de fogo na Bacia do Mediterrâneo é dificultada pela antiguidade e intensidade do uso da terra pelo Homem. Em que regime de fogo terá evoluído o pinheiro bravo? Uma tentativa de clarificação desta questão é relevante, não só como contributo para compreender o papel do fogo e justificar o seu uso nos ecossistemas em que esta espécie seja um componente importante, como também na orientação dos limites das condições ambientais a respeitar pela experimentação que empreenderemos no âmbito deste estudo, e, em última análise, na definição de condições operacionais de aplicação do fogo controlado.

Autores como Landers (1991) e Keeley e Zedler (1998) relacionam os atributos vitais e características adaptativas dos pinheiros com os respectivos regimes de fogo, o que

permite a inferência de um regime hipotético de fogo para o *Pinus pinaster*, para confronto posterior com as escassas evidências observacionais (Alía et al. 1996; Martín e Gil 2000) e históricas (Vega 2000) existentes. A análise das características estruturais e funcionais de 38 *Pinus* permitiu a Keeley e Zedler (1998) e a Schwilk e Ackerly (2001), através de abordagens distintas, a distinção de dois grupos com tendências opostas:

- espécies com bradisporia, elevada capacidade de disseminação das sementes, por vezes com capacidade vegetativa, correspondendo às estratégias de evasão e resiliência anteriormente referidas;
- espécies de grande porte, de casca espessa, pinhas grandes, e com boa desrama natural, ou seja, resistentes.

Estes agrupamentos são equivalentes à dicotomia descrita por Landers (1991), que contrapõe pinheiros de copa densa, sementes pequenas, numerosas e dispersáveis a longas distâncias, a pinheiros de copa aberta, com propágulos grandes, estruturalmente estáveis e longevos. Dito de outra forma, o primeiro grupo aposta na precocidade reprodutiva, enquanto que o segundo privilegia o investimento na defesa contra perturbações. A combustão das folhadas de pinheiros com estratégias de evasão e resistência tende a ser mais prolongada e mais intensa, respectivamente (Fonda 2001). Os regimes de fogo adoptados por Keeley e Zedler (1998), aos quais fazemos equivaler a classificação de Agee (1993) em função da severidade¹⁴, correspondem-se da seguinte forma com as estratégias de resposta ao fogo:

- N, ausência de fogo. Espécies que habitam ambientes extremos e improdutivos (deserto, alta montanha).
- G, fogo de superfície, de severidade reduzida. Espécies da savana sub-tropical, com características moderadas de resistência, frequentemente com adaptações destinadas a assegurar a sobrevivência das plântulas.
- T, fogo de desbaste do povoamento, de severidade reduzida ou moderada. Espécies de crescimento lento e com características de resistência muito desenvolvidas.
- R, fogo de substituição (severidade elevada) do povoamento. Espécies com as estratégias de evasão e/ou resiliência.
- U, fogo de substituição (severidade elevada) do povoamento, mas de ocorrência infrequente e imprevisível. Espécies em ambientes produtivos, com atributos vitais similares às do regime T, relativamente tolerantes à sombra, e dotadas de um período juvenil curto e crescimento rápido.

Keeley e Zedler (1998) incluem o pinheiro bravo no regime U, não o considerando possuidor de pinhas serotinas. Martín e Gil (2000), pelo contrário, dão ênfase a esta característica e desvalorizam aquelas que indiciam resistência, o que resultaria na

¹⁴ Por severidade do fogo entende-se usualmente a magnitude do seu efeito no ecossistema (e.g. Ryan e Noste 1985, ver Capítulo III). Na aceção adoptada neste capítulo, severidade do fogo é o seu efeito na vegetação dominante (Agee 1993; Chappell e Agee 1996; Agee 1998).

classificação no regime R, provavelmente porque no contexto ibérico o termo de comparação é o *P. canariensis*, cuja estratégia de resistência é bastante mais evidente.

A descrição, por vezes bastante pormenorizada, das várias proveniências do *P. pinaster* em Espanha (Alía et al. 1996), é esclarecedora da sua enorme variabilidade morfológica e adaptativa, alertando para a pouca relevância das generalizações que se possam efectuar a seu respeito. Ainda assim, é aceitável descrevê-la como uma espécie que concilia as estratégias defensiva e de evasão, e que manifesta os respectivos atributos em grau moderado, situando-a teoricamente numa posição intermédia entre os regimes T e R. O enquadramento da informação existente (Alía et al. 1996; Castro et al. 1997; Carrion et al. 2000; Martin e Gíl 2000) no esquema de Keeley e Zedler (1998) autoriza, contudo, um aprofundamento da análise e uma tentativa de classificação das várias situações existentes:

1. U, fogo de substituição do povoamento, de alta severidade mas de ocorrência imprevisível, dada a raridade das ignições naturais. Pinhais da sub-espécie atlântica (Portugal e Galiza), apresentando crescimentos bons ou razoáveis em estações de qualidade média ou elevada, sob a influência de precipitação anual elevada e seca estival curta. Grau de bradisporia reduzido ou moderado e casca relativamente pouco espessa ou de espessura moderada. Povoamentos relativamente densos e verticalmente descontínuos.
2. T, fogo de desbaste do povoamento, de severidade reduzida ou moderada. Pinhais da sub-espécie atlântica (Galiza interior, Sistema Central) ou mediterrânea (Sistema Ibérico) em zonas com fogos naturais relativamente frequentes, em estações de qualidade razoável, mais raramente em solos arenosos muito pobres em matéria orgânica que não permitem o desenvolvimento de um sub-coberto expressivo. A espessura da casca é moderada a elevada e a frequência de bradisporia é moderada ou reduzida. Formações abertas (por vezes do tipo "parque"), disetâneas, com descontinuidade vertical bastante acentuada, ou mais densas e incluindo quercíneas.
3. R, fogo de substituição do povoamento, de severidade elevada. Caracteriza os povoamentos da sub-espécie mediterrânea (e.g. serras de Teleno, Ronda, Espadán, Meseta Castelhana, Sistema Ibérico Central) sujeitos a seca estival prolongada em estações de baixa a média qualidade. As pinhas serotinas são abundantes e a floração é bastante precoce. As árvores têm casca espessa ou muito espessa, são de porte reduzido, frequentemente com deficiências de crescimento e forma, e constituem formações densas, equiénias, sem descontinuidade vertical ou horizontal, e com um estrato arbustivo muito desenvolvido.

De entre as espécies abordadas por Keeley e Zedler (1998), são similares ao pinheiro bravo pela coexistência de características de resistência e de evasão o *P. halepensis* e o *P. brutia*, de termo-deiscência superior mas menos dotados de características defensivas, e que são claramente englobáveis no regime R (Agee 1998). O *P. sylvestris*, sem pinhas serotinas, compartilha com o pinheiro bravo várias características estruturais e a variabilidade do regime de fogo, que Keeley e Zedler (1998) classificam como U, e Agee (1998) diz ser do tipo T.

Procurámos identificar outros *Pinus* comparáveis ao pinheiro bravo, através de uma pesquisa no Fire Effects Information System (Fischer et al. 1996), uma base de dados sobre os efeitos e ecologia do fogo. A adopção simultânea das estratégias de resistência e de evasão foi evidenciada apenas pelo *P. coulteri*, uma espécie mediterrânea da Califórnia que experimenta fogos frequentes de intensidade moderada (regime *T*). É possível estabelecer pontos de contacto entre as duas árvores, como sejam a variação considerável da bradisporia, densidade da copa, hábito de desrama e estrutura do povoamento, a sobrevivência diferencial em áreas percorridas por fogo de severidade reduzida, e a persistência sob regimes de fogo distintos. Assim, e em paralelo com o *P. pinaster*, os povoamentos irregulares desta espécie mantidos por fogos de desbaste estão associados à capacidade de desrama natural, ausência de pinhas serôdias, e, por vezes, à coexistência com carvalhos, enquanto que as formações equiênias com árvores que não desramam, pinhas serotinas, e abundância de arbustos são fruto de fogos de elevada severidade.

Vega (2000) aplicou a dendrocronologia ao conhecimento da história recente do fogo num pinhal bravo na serra Bermeja, Andaluzia. Os resultados indicam um regime de fogo do tipo T, com um intervalo médio de 14 anos entre fogos consecutivos no período 1817-1997, com uma amplitude de seis a 34 anos. Apesar desta variação, nenhum dos incêndios foi de substituição, para o que terão concorrido a existência de pastoreio e a exposição Norte da área de estudo. As árvores de maior idade sobreviveram a uma média de cinco fogos, havendo mortalidade total dos indivíduos cuja idade era inferior a 10 anos no momento do fogo. A estrutura irregular do povoamento reflecte o recrutamento após fogo superficial de intensidade reduzida a moderada, mas também a ocorrência de regeneração independente do fogo, respectivamente da responsabilidade de pinhas serotinas e não serotinas.

A presença simultânea e relativamente equilibrada de características de resistência e evasão no pinheiro bravo é consistente com a adaptação a um regime de fogo de severidade variável, ditada localmente pela interacção entre a frequência de fogo e produtividade. Desta forma, o esquema de classificação proposto por Keeley e Zedler (1998) é pouco adequado a esta espécie, sendo mais apropriada a inclusão no regime de severidade moderada de Agee (1993). Brown (2000b) propõe uma nova tipologia de regimes de fogo, que tenta unificar as várias classificações existentes. Definem o regime de severidade mista como aquele em que "a severidade do fogo causa mortalidade selectiva na vegetação dominante, dependendo da susceptibilidade das diferentes espécies de árvores ao fogo, ou varia entre fogo de sub-bosque e fogo de substituição do povoamento". O fogo de sub-bosque geralmente não é letal para a vegetação dominante e não causa modificações estruturais significativas, em oposição ao fogo de substituição. O regime de severidade mista afigura-se-nos como o mais indicado para qualificar o *Pinus pinaster*, e pode ter origens distintas:

1. O fogo é geralmente de superfície mas causa a morte a muitas árvores, sobrevivendo as espécies resistentes e de dimensões relativamente grandes. Corresponde ao regime de severidade moderada de Agee (1993).
2. A heterogeneidade da estrutura do povoamento, do combustível, das condições meteorológicas durante o fogo e da topografia, determina que um fogo individual varie

entre o fogo de sub-bosque e o fogo de copas, originando um padrão de árvores de idades diversas.

3. A severidade do fogo é temporalmente variável, alternando entre o fogo de sub-bosque e o fogo de substituição do povoamento.

A manutenção de pinhas serôdias e não-serôdias no pinheiro bravo indica que não depende do fogo para a sua perpetuação, a não ser nas poucas populações que exibem a bradisporia em grau extremo. No entanto, tudo indica que o fogo é importante para manter a espécie como um componente importante do ecossistema. Onde a ocorrência de fogos naturais for improvável ou muito rara, a competição com os *Quercus* terá exercido a pressão selectiva dominante, enquanto que na presença do fogo e em formações mistas com quercíneas, a consociação pode favorecer os pinheiros de duas formas:

1. A folhada dos *Quercus* reduz a combustibilidade global e modera a intensidade do fogo associada aos arbustos, aumentando a probabilidade de sobrevivência dos pinheiros (Landers 1991).
2. Maior combustibilidade sob o copado dos pinheiros gera um padrão espacial de intensidade do fogo que limita a regeneração dos *Quercus* (Williamson e Black 1981; Rebertus et al. 1989a; Platt et al. 1991), segregando espacialmente as duas espécies e favorecendo a regeneração dos *Pinus* (Rebertus et al. 1989b).

Estes dois efeitos estão de acordo com a hipótese de Mutch (1970), isto é, a maior combustibilidade das plantas com adaptações ao fogo permite-lhes manter a sua posição na comunidade, sendo elucidativos da forma como os pinheiros podem explorar as suas características de facilitação do fogo, e simultaneamente beneficiar das propriedades de retardação do fogo exibidas pelas folhosas.

Por outro lado, os *Quercus* exercem uma competição forte, que Landers (1991) afirma ser provavelmente combatida através da tolerância parcial à sombra dos indivíduos jovens, crescimento rápido, e acumulação precoce de casca (ver Fig. II.1). Um ciclo de fogos frequentes de intensidade reduzida a moderada mantém os pinheiros mas torna o habitat mais desfavorável para as quercíneas e irá exaurindo o seu potencial vegetativo, conduzindo à sua eliminação a longo prazo. Dependendo das características do regime de fogo, o *P. pinaster* pode também substituir o *P. nigra* (Carcaillet et al. 1997; Carrión e Van Geel 1999), uma espécie do tipo U, ou ser substituído pelo *P. halepensis* (May 1990 in Agee 1998). Por não dispor de propriedades de resiliência, o pinheiro bravo dará progressivamente lugar a quercíneas ou matagais após uma sucessão de incêndios severos, principalmente se frequentes e extensos (Escudero et al. 1997; Pausas 1999b).

III. MODELOS E FERRAMENTAS DE SUPORTE À GESTÃO OPERACIONAL DO FOGO CONTROLADO

III.1. O COMPORTAMENTO DO FOGO

III.1.1. INTRODUÇÃO

Comportamento do fogo é a expressão genérica que designa "*what a fire does*" (Byram 1959a). O termo é aplicável a um leque de fenómenos diversos — dos aspectos elementares da ignição, combustão e transferência de energia à interacção com a atmosfera —, mas é usualmente entendido como a descrição das características físicas mais perceptíveis à escala humana: progressão, dimensões e libertação de energia da frente do fogo (Cheney 1981; Pyne et al. 1996).

A tomada de decisões concernente à gestão do território face ao fogo é facilitada pelo conhecimento e compreensão das influências do combustível e dos factores meteorológicos e topográficos sobre o seu comportamento (Stocks 1989; Burrows 1999a) para materialização em métodos consistentes de predição (Rothermel 1980). A necessidade de sistematizar o planeamento das actividades associadas à supressão de incêndios, que se fez sentir ainda durante a primeira metade do século XX, revelou deficiências sérias de informação básica e instigou os primeiros esforços de modelação na área do comportamento do fogo (e.g. Curry e Fons 1938; Fons 1946).

Stocks et al. (1989) enumeram, não exaustivamente, as várias aplicações que beneficiam da quantificação do comportamento do fogo: treino das forças de combate, actividades relacionadas com a prevenção das ignições de origem humana, definição dos níveis de prontidão e do pré-posicionamento dos meios de supressão, planeamento da intensidade do ataque a fogos nascentes, delineamento das tácticas de supressão e da estratégia de combate em fogos activos, e planeamento e execução do fogo controlado. A resolução dos dados de entrada, a exactidão das predições de comportamento do fogo e as consequências dos erros cometidos são condicionadas pelo tipo de decisão a tomar, que por sua vez depende da conjuntura espacial e temporal (Albini 1976a; Rothermel 1980).

O uso do fogo com êxito, isto é, cumprindo os objectivos propostos em condições de segurança e sem danos ambientais, está enraizado no conhecimento do seu comportamento (McArthur 1962), e constitui o teste derradeiro à competência desse conhecimento (Byram 1959b). Os maiores requisitos de exactidão no prognóstico do comportamento do fogo estão associados ao fogo prescrito (Albini 1976a), por força do conceito subjacente à sua prática, isto é, provocar efeitos objectivos em locais específicos e sob condições preestabelecidas. Para que os efeitos do fogo controlado possam ser compreendidos e replicados há que dispor de elos de ligação quantitativos entre esses efeitos, o comportamento do fogo e as condições ambientais (Weber et al. 1987).

O intervalo de condições adequado para proceder a operações de queima em povoamentos florestais é frequentemente bastante estreito, especialmente na presença de árvores relativamente sensíveis ao fogo e de elevado valor comercial (e.g. Burrows et al. 1988a; McCaw et al. 1997). Desta forma, erros de predição do comportamento do fogo relativamente pequenos e que noutras aplicações seriam operacionalmente irrelevantes, podem motivar danos sérios e(ou) comprometer os objectivos de gestão. Finalmente, e à medida que os objectivos do fogo prescrito se forem diversificando, contemplando cada vez mais a gestão de ecossistemas (por oposição à simples gestão dos recursos lenhosos), o grau de sofisticação das prescrições aumentará, e com ele a necessidade de dispor de estimativas progressivamente mais fiáveis das características do fogo (Burrows 1994).

III.1.2. DESCRIÇÃO

A intensidade do fogo integra as características essenciais da sua frente de propagação, pelo que Alexander (1982) apropriadamente a considerou "*... perhaps the single most valid characteristic of a fire's general behavior and direct impact on aboveground vegetation*". O conceito de intensidade do fogo (I_B , em kW m⁻¹ no SI) foi introduzido por Byram (1959a), que a definiu como a libertação de energia por unidade de tempo e por unidade de comprimento da frente do fogo. Não é um parâmetro observável ou mensurável, antes resulta do produto de três quantidades:

$$I_B = h_c w R \quad (3.1)$$

sendo, em unidades compatíveis, h_c o calor de combustão (kJ kg⁻¹), w a quantidade (kg m⁻²) de combustível consumido durante a fase da combustão com chama, e R a velocidade de progressão do fogo (m s⁻¹). Os atributos da I_B , designada correntemente por intensidade da frente (ou da linha) de fogo de Byram ou por intensidade frontal do fogo (Alexander 1982), são por este autor discutidos em profundidade.

A principal determinante do intervalo de variação da intensidade frontal é a velocidade de propagação do fogo, entendida como a distância linear percorrida por unidade de tempo¹⁵ (Alexander 1982). O poder calorífico inferior do combustível corrigido para as perdas correspondentes à evaporação de água, radiação e combustão incompleta constitui o calor de combustão (Byram 1959a); dada a subjectividade e dificuldade em contabilizar aqueles ajustamentos, e porque o poder calorífico varia num intervalo relativamente estreito, muitos autores assumem um valor constante para o calor de combustão (e.g. Van Wagner 1973; Albini 1976a; Forestry Canada Fire Danger Group 1992). A maior parcela de incerteza no cálculo da intensidade de Byram reside porém na quantificação exacta de w (Alexander 1982), uma limitação que porém não põe em causa a utilidade do conceito (ver secção III.1.3). É premissa básica que o combustível fino governa a progressão do fogo, e a

¹⁵ Não deve ser confundida com a velocidade de expansão do perímetro do fogo (distância por unidade de tempo) ou com a velocidade de crescimento da área ardida (área por unidade de tempo) (Byram 1959a).

zona de chama contínua é usualmente atribuída à combustão da biomassa de diâmetro inferior a seis mm; este pressuposto tende a ser apoiado experimentalmente (e.g. Burrows 2001), ainda que aquela definição de combustível fino seja algo arbitrária e não recolha unanimidade (Cheney 1981; McCaw 1991a).

A descrição da produção energética de um fogo recorre a duas variáveis adicionais, respectivamente: a energia libertada por unidade de área $H_A = h_c w$; e a intensidade de reacção I_R (Rothermel 1972), equivalente à velocidade de combustão C de Byram (1959a), que designa a libertação de energia por unidade de tempo e de área na zona de combustão com chama contínua, a que Rothermel (1972) chama zona de reacção.

São três as características dimensionais básicas de uma frente de chamas (Byram 1959a; Cheney 1981; Alexander 1982; Tolhurst e Cheney 1999): profundidade D , a largura da zona de reacção; altura h_F , a extensão vertical; comprimento L , a distância da extremidade da chama ao ponto médio da zona de reacção. A variável D está relacionada linearmente com R (Byram et al. 1966; Rothermel e Anderson 1966; Burrows 1999a), e D/R é o tempo de residência t_r da chama, a duração da combustão com chama ou o tempo necessário para que o fogo percorra a distância D (Rothermel 1972)¹⁶.

O comprimento da chama manifesta tão visível e obviamente a energia libertada que merece ser considerado um descritor primário do fogo, ainda que as dificuldades inerentes à sua definição e mensuração impliquem uma valia reduzida do ponto de vista estritamente científico (Rothermel 1991). É prática corrente visualizar a dimensão das chamas com base numa relação empírica do tipo

$$L = p I_B^q \quad (3.2)$$

na qual p e q são parâmetros estimados. A estrutura do complexo-combustível determina a relação $L-I_B$, o que não aconselha a generalização de uma determinada equação e reduz o potencial do conceito para efeitos de comparação entre fogos (Alexander 1982; Cheney 1990). É usual reformular a equação 3.2 de forma a estimar a intensidade frontal a partir do comprimento da chama.

III.1.3. INTERPRETAÇÃO

A descrição numérica do comportamento do fogo permite interpretações de objectividade variável mas utilidade indiscutível, e que são traduzíveis em regras de decisão relativamente à gestão das actividades associadas à minimização dos efeitos negativos dos incêndios e à optimização do fogo prescrito. Independentemente do objectivo, uma das formas mais práticas de interpretar o comportamento do fogo consiste na apresentação gráfica e simultânea dos vários descritores, seja em termos absolutos (Andrews e Rothermel 1982) ou relativos (Alexander e de Groot 1988).

¹⁶ Catchpole et al. (1993) e Alexander (1998) reservam a designação tempo de residência para a duração da combustão com chama de uma partícula, e aplicam o termo tempo de reacção ao que sucede à escala do leito combustível.

A indexação do perigo de incêndio deve, por definição, integrar em índices qualitativos ou quantitativos os factores que melhor retratem o potencial de ignição, propagação e dificuldade de supressão de um incêndio (Chandler et al. 1983), ou, dito de outra forma, que melhor exprimam o comportamento do fogo (Alexander 1994)¹⁷. Assim, na Austrália, o índice de perigo de incêndio é tradicionalmente equivalente à velocidade de propagação do fogo¹⁸ (Noble et al. 1980; Beck 1995), e os componentes individuais dos sistemas de indexação do perigo de incêndio dos E.U.A. (Cohen e Deeming 1985) e Canadá (Stocks et al. 1989) reflectem directamente a velocidade de propagação, a energia libertada por unidade de área e a intensidade frontal.

A intensidade da frente do fogo proporciona — apesar das limitações atrás referidas —, a mais útil descrição de um fogo (Cheney 1981), e desde McArthur (1962) que é presença frequente numa prescrição de uso do fogo. Basear as classes de perigo de incêndio naquele parâmetro (e.g. Alexander e de Groot 1988) é também o critério mais objectivo a que é possível recorrer (Alexander 1994), e tem originado resultados satisfatórios, e.g. Pearce e Alexander (1994). As classes de perigo são por sua vez associáveis a distintos graus de dificuldade de controlo ou contenção de um incêndio (Andrews e Rothermel 1982; Hirsch e Martell 1996; Budd et al. 1997). Alexander (1994, 2000) faz notar que a velocidade de expansão de um incêndio influencia o tempo de resposta e determina o esforço quantitativo necessário para o confinar a uma determinada área ou num determinado período de tempo, enquanto a intensidade dita os tipos de recursos que serão ou não efectivos na supressão do fogo.

Byram (1959a) sugeriu uma regra simples que, em função do comprimento da chama, estabelece a largura de um corta-fogo capaz de travar a progressão de um incêndio, e Wilson (1988) desenvolveu para o mesmo efeito um modelo probabilístico baseado na intensidade frontal. A distância de segurança que os elementos operacionais devem manter em relação à frente de propagação é também relacionável com a sua intensidade (Fogarty 1996) ou com a altura da chama (Butler e Cohen 1998). A intensidade de um fogo superficial é ainda importante na transição para um fogo de copas (Van Wagner 1977; Alexander 1998), o que tem implicações apreciáveis no domínio da silvicultura preventiva.

O estudo sério dos efeitos ecológicos do fogo não é possível sem quantificar a "dosagem de fogo" (Pyne et al. 1996). A intensidade frontal e a energia libertada por unidade de área são os descritores do comportamento do fogo que Rothermel e Deeming (1980) indicam para correlação com os seus efeitos no meio. Numa análise mais aprofundada, Wade (1986) individualiza as variáveis de acordo com três zonas de impacte do fogo:

¹⁷ De notar que a indexação do perigo produz índices regionais do comportamento potencial do fogo, enquanto que a avaliação do comportamento do fogo respeita a uma área e a um período de tempo específicos. Trata-se de predições funcionalmente equivalentes, mas aplicáveis em contextos de gestão distintos e a escalas espaciais e temporais diferentes (Cohen 1985).

¹⁸ Cheney e Gould (1995a) defendem, no entanto, a separação dos cálculos da velocidade de propagação e do índice de perigo, dada a relação diferente que apresentam com as condições ambientais.

1. I_B para a zona acima das chamas, ou seja, a copa das árvores.
2. I_R e t_r para os tecidos vegetais em contacto directo com as chamas, nomeadamente o tronco das árvores.
3. H_A para o solo e órgãos vegetais subterrâneos.

I_B é útil como preditor da altura de copa dessecada (e.g. Van Wagner 1973), mais raramente da altura de copa queimada (Williams et al. 1998) e da mortalidade arbórea (Weber et al. 1987; Williams et al. 1999) e sub-arbórea (Sparks et al. 1999). Relações quantitativas entre este descritor e outros efeitos ecológicos do fogo, ou entre estes e os restantes parâmetros de comportamento do fogo são, apesar da conceptualização de Wade (1986), muito escassas na literatura.

III.1.4. MODELAÇÃO

III.1.4.1. Introdução

Os modelos de predição com aplicação operacional descrevem o comportamento de uma linha de fogo em equilíbrio com as condições prevaletentes, ou seja, a velocidade de progressão média é determinada pelos valores médios das variáveis ambientais (McAlpine e Wakimoto 1991; Cheney e Gould 1995b).

Os esforços de modelação têm como alvo primário a velocidade de avanço da frente de chamas, que suporta a modelação da geometria da chama e da libertação de energia. Com alguma variação na nomenclatura, são geralmente reconhecidas três categorias de modelos de comportamento do fogo, respectivamente físicos (teóricos ou analíticos), semi-físicos (semi-empíricos ou de laboratório), e empíricos (ou estatísticos) (Beer 1991a; Burrows 1994; Perry 1998; Viegas 1998; Dupuy 1999; André e Viegas 2001).

A modelação física reduz o fogo aos seus componentes físicos e processos energéticos básicos, para os quais procura encontrar soluções matemáticas. A literatura relacionada com a tentativa de descrever teoricamente a propagação do fogo é vasta e deu origem a diversos modelos (e.g. Fons 1946; Anderson 1969; Frandsen 1971; Thomas 1971; Pagni e Peterson 1973; Albin 1985, 1986; de Mestre et al. 1989; Carrier et al. 1991), que se distinguem entre si essencialmente pelos modos de transferência de energia que consideram e pela forma como os modelam (Dupuy 1999). Abordar o comportamento do fogo a este nível fundamental enfrenta o problema de decifrar, definir e avaliar os complexos mecanismos responsáveis pela propagação (Rothermel 1968). A este respeito é pertinente transcrever Albin (1985):

The factors that influence the advance of the fire edge include the rate of pyrolyzation of solid fuel in the burning zone, the exothermicity of the pyrolyzate, its rate of combustion in the gas phase, and the rate of heat transfer to the unignited fuel. These rates are, in turn, influenced or controlled by the intrinsic (thermochemical) and extrinsic (quantity, size, and arrangement) properties of the fuel material and the

environment in which it burns [...]. An ideal model of the process would describe each of the various factors in sufficient detail to permit model closure through relationships that link them causally. Such a model is not yet possible because the state of knowledge of the individual phases is not sufficiently advanced to permit it.

Uma formulação teórica que responda à variação completa de comportamento do fogo que pode ocorrer naturalmente encontra-se ainda distante (Alexander et al. 1998), apesar do advento de abordagens promissoras (e.g. Larini et al. 1997; Linn e Harlow 1998; Hanson et al. 2000). A aplicação prática directa de um modelo físico genuinamente preditivo estará, em todo o caso, sempre condicionada pela possibilidade de obter os *inputs* no mundo real e pela disponibilidade de instrumentos poderosos de cálculo.

Os modelos semi-empíricos para a velocidade de progressão do fogo, dos quais o mais notório (e o único em uso operacional) é o modelo de Rothermel (1972), assentam em princípios físicos mas são parametrizados com base em fogos experimentais em laboratório sob condições ambientais controladas. Os componentes do problema físico não formuláveis directamente ou sem solução analítica são assim substituídos por relações empíricas.

Os modelos empíricos assentam na observação de fogos experimentais ou acidentais, cujas características são correlacionadas com variáveis independentes, usualmente de medição fácil (mas não exacta), e que actuam indirectamente sobre a propagação do fogo através do efeito que exercem sobre as variáveis fundamentais (Fons 1946). Evidências observacionais e critérios estatísticos guiam a construção de um modelo empírico, o que não obsta a que considerações teóricas ou queimas experimentais efectuadas paralelamente em condições controladas (ver Burrows 1999a, b) possam informar a definição das relações funcionais entre as variáveis.

Vários autores, com destaque para Burrows (1994), discutem as vantagens e limitações associadas às abordagens semi-física e empírica. A ausência de base física nos modelos empíricos não aconselha a sua extrapolação para lá das condições de experimentação, como Hunt e Crock (1987), Buckley (1993) e Gould (1993) puderam verificar. Não é possível controlar os factores ambientais no campo, o que dá azo a inter-relações naturais ou circunstanciais que complicam a detecção e quantificação das relações com a variável dependente (e.g. Cheney et al. 1993; Fernandes et al. 2000a). Considerações várias de ordem prática, económica e legal restringem o número e a dimensão dos ensaios experimentais e o intervalo admissível de condições de experimentação, o que reduz a fiabilidade das predições e o seu âmbito de aplicação (Burrows 1994; Marsden-Smedley e Catchpole 1995a).

As queimas em laboratório condicionam a experimentação no sentido positivo (controlo) mas também no sentido negativo (artificialidade e simplificação; problemas de escala, bem evidentes em Burrows 1999b). Os modelos empíricos integram e reflectem implicitamente a heterogeneidade e os numerosos factores que operam no mundo real, pelo que não surpreende a sua invariável superioridade preditiva comparativamente ao modelo de Rothermel (Lindenmuth e Davis 1973; Marsden-Smedley e Catchpole 1995a; Fernandes 1998; Vega et al. 1998; Burrows 1999b; Hély et al. 2001).

A resolução e fiabilidade exigidas pela especificidade do fogo prescrito determinam que o uso de modelos empíricos ou semi-empíricos sujeitos a verificação e calibração constitua, agora e no futuro próximo, a única opção real; o benefício mais palpável da investigação teórica é o aumento da compreensão dos mecanismos da propagação do fogo, o que pode auxiliar o delineamento da experimentação de campo e a interpretação dos resultados obtidos (Burrows 1994). Prognosticar o comportamento do fogo é, e permanecerá, um misto de ciência e arte (Pyne et al. 1996). Apesar de mais exigente, a predição das características da frente de chamas para aplicação ao fogo prescrito é favorecida pelas condições ambientais em que a actividade decorre, facilmente emuláveis pela experimentação e que excluem fenómenos extremos e(ou) imprevisíveis¹⁹; por outro lado é limitada pela incerteza associada ao potencial de propagação/extinção em condições mais marginais.

III.1.4.2. Modelos em uso operacional

III.1.4.2.1. Modelo de Rothermel

Frandsen (1971) propôs um modelo físico baseado num balanço energético global que, seguindo Fons (1946), trata o avanço da chama num leito homogéneo de combustível como uma série de ignições sucessivas, sendo a velocidade de propagação do fogo proporcional à razão entre a energia produzida na zona de combustão (o fluxo de propagação) e a energia necessária para aquecer o combustível adjacente até à temperatura de ignição.

Com base no modelo de Frandsen (1971), Rothermel (1972) desenvolveu um modelo híbrido, cuja componente empírica advém da impossibilidade de dar uma solução física à determinação do fluxo de propagação. Recorreu à intensidade da reacção, que assumiu linearmente proporcional ao fluxo de propagação, avaliou experimentalmente as duas quantidades em separado e na ausência de vento, e correlacionou-as entre si, contornando o problema através da obtenção de uma relação funcional entre a velocidade de propagação e a intensidade de reacção.

A intensidade de reacção é dada pelo produto do poder calorífico do combustível, carga de combustível e velocidade da reacção (que depende dos teores em humidade e minerais, relação entre superfície e volume das partículas, e massa volúmica do leito). Quanto ao calor necessário para a ignição é formulado em função da temperatura de ignição, humidade e quantidade (dependente da massa volúmica e razão superfície - volume) do combustível envolvido na ignição. O programa experimental para parametrização dos termos individuais da equação de propagação decorreu em laboratório em leitos homogéneos formados por combustíveis artificiais ou agulhas de pinheiro. Os

¹⁹ A não ser em queimas de grande intensidade e dimensão, usando técnicas aéreas de ignição múltipla (e.g. McRae e Flannigan 1990).

efeitos da velocidade do vento e declive do terreno são integrados como factores adimensionais de correcção que actuam sobre o numerador da equação.

A aplicação do modelo de Rothermel não é possível sem informação detalhada e quantitativa acerca das propriedades físicas e químicas do combustível. A enorme diversidade natural que o complexo-combustível pode apresentar é resumida a 13 possibilidades de escolha, os modelos de combustível NFFL²⁰ que descrevem a vegetação nos termos requeridos pelo modelo (Albini 1976a; Anderson 1982). Os conceitos e procedimentos de modelação de combustíveis são apresentados em Burgan e Rothermel (1984) e Burgan (1987). Para tornar o modelo de Rothermel aplicável ao mundo real — invariavelmente constituído por uma mistura heterogénea de partículas de diferentes tipos e dimensões —, é necessário determinar valores singulares médios que representem o complexo-combustível, que são obtidos em função do contributo de cada categoria de combustível para a área superficial total, o que dá ênfase aos componentes de menor tamanho ²¹

O modelo de Rothermel, com as modificações introduzidas por Albini (1976b), serve de base ao sistema nacional de indexação do perigo de incêndio (NFDRS) (Deeming et al. 1977) e à predição do comportamento do fogo nos E.U.A. Métodos gráficos (Albini 1976a) e de cálculo automático (Albini 1976b; Burgan 1979) foram sucessivamente desenvolvidos para uso operacional, tendo culminado numa descrição completa dos procedimentos a adoptar (Rothermel 1983) e nos vários programas do sistema BEHAVE (Andrews 1986; Andrews e Chase 1989; Andrews e Bradshaw 1990), incluindo a possibilidade de construir e testar modelos de combustível adequados a situações particulares (Burgan e Rothermel 1984).

A utilização do modelo de Rothermel em situações operacionais não é recomendável sem proceder a estudos prévios para verificação das estimativas. As predições podem ser alvo de calibração se revelarem consistência (Rothermel e Rinehart 1983), o que nem sempre sucede (e.g. Gould 1991). Andrews (1980), analisando conjuntamente os resultados obtidos nos primeiros estudos de validação efectuados concluiu pela efectividade do modelo, ao constatar que em cerca de metade das queimas o desvio entre as estimativas e a realidade era inferior a 25 por cento.

Diversos melhoramentos do modelo de Rothermel alicerçados na expansão das condições de experimentação têm vindo a ser propostos (Wilson 1990; Catchpole e Catchpole 1991; Catchpole et al. 1993), mas permanecem por implementar. Utilizando uma abordagem similar, Catchpole et al. (1998a, 2002) apresentam formulações preliminares para a substituição daquele modelo, obtendo resultados que prenunciam boas perspectivas de desenvolvimento futuro e aplicabilidade ao campo.

²⁰ Acrónimo para Northern Forest Fire Lab, o actual Fire Sciences Lab, em Missoula, Montana.

²¹ No sistema NFDRS, e a fim de reflectir o efeito dos períodos sazonais de seca, a ponderação é efectuada em função da carga de combustível, o que origina estimativas da intensidade frontal diferentes (Bradshaw et al. 1983).

III.1.4.2.2. Sistema Canadano

O *Canadian Forest Fire Danger Rating System* (CFFDRS) representa o culminar da investigação iniciada em 1925 pelo Serviço Florestal daquele País, tendo evoluído em torno de uma base conceptual em aperfeiçoamento contínuo (Van Wagner 1987). O CFFDRS compreende dois sub-sistemas principais (Lawson et al. 1985; Van Wagner 1987):

- *Fire Weather Index* (FWI), que calcula índices baseados em observações meteorológicas e que exprimem o comportamento do fogo num tipo de combustível de referência, definido como um pinhal adulto.
- *Fire Behaviour Prediction* (FBP), que quantifica o comportamento do fogo em tipos de combustível específicos e em função dos índices do FWI, ou seja, não há relações funcionais directas entre os descritores do comportamento do fogo e as variáveis independentes usuais.

O sub-sistema FWI, descrito em detalhe por Van Wagner (1987), depende apenas da medição da temperatura e humidade relativa do ar, precipitação e velocidade do vento. Estas variáveis permitem o cálculo dos seis componentes do FWI que individual e colectivamente exprimem os efeitos da humidade do combustível e velocidade do vento no comportamento do fogo (Van Wagner 1987; Stocks et al. 1989):

- O *Fine Fuel Moisture Code* (FFMC), *Duff Moisture Code* (DMC) e *Drought Code* (DC) são índices — convertíveis em valor absoluto — do teor de humidade da folhada fina superficial, manta morta em decomposição (equiparável ao horizonte F) e húmus, respectivamente.
- O *Initial Spread Index* (ISI), *Buildup Index* (BUI) e *Fire Weather Index* (FWI) são os três índices de comportamento do fogo. Foram formulados de acordo com a equação de Byram, pelo que representam respectivamente a velocidade de progressão do fogo, a carga de combustível disponível, e a intensidade frontal do fogo. O ISI expressa o efeito conjunto do vento e do FFMC, o BUI associa o DMC e o DC, e o FWI combina o ISI e BUI.

Descrições sintéticas e pormenorizadas da abordagem canadiana à modelação do comportamento do fogo podem respectivamente ser encontradas em Lawson et al. (1985) e Forestry Canada Fire Danger Group (1992), enquanto que guias de utilização (e.g. Hirsch 1996), painéis facilmente interpretáveis (Alexander e De Groot 1988; Stocks e Hartley 1995), e *software* interactivo para treino e auto-aprendizagem (Hirsch et al. 1994; Alexander et al. 2002) ilustram o respectivo processo de transferência tecnológica.

O FBP (ou CFFBPS) recorreu a fogos experimentais para recolha de dados quantitativos específicos em situações florestais diversas (e.g. Van Wagner 1968a; Lawson 1973; McRae 1985, 1986a; Alexander e Sando 1989; Stocks 1987, 1989), complementados por informação mais geral — mas importante por abarcar eventos mais extremos — recolhida em incêndios bem documentados (e.g. Stocks 1988). A extensa base de dados

assim constituída, acrescida de suporte teórico, permitiu a derivação estatística das 89 equações que compõem o FBP (Forestry Canada Fire Danger Group 1992).

O CFFBPS efectua predições do comportamento do fogo para 16 tipos de combustível, descritos qualitativamente e cujas características são assumidas como uniformes. O ISI é o *input* básico para estimar a velocidade de propagação em cada tipo de combustível, com ajustamentos posteriores para o BUI e declive do terreno.

A ocorrência de incêndios e a área ardida no Canadá estão bem correlacionadas com os componentes do FWI (Kill et al. 1977; Stocks et al. 1989). Análises efectuadas no Sul da Europa recomendam também o seu uso após calibração ou adaptação (e.g. Viegas et al. 1994). Outros países adoptaram o FWI para indexar o perigo de incêndio, incluindo Portugal (Reis 1998) e a Nova Zelândia (Alexander 1994); neste país decorrem estudos de adaptação do FBP a tipos de vegetação locais (Fogarty e Pearce 1995; Fogarty et al. 1998), um procedimento que os resultados de Fernandes (1998) sugerem ser praticável também na Europa.

III.1.4.2.3. Modelos Australianos

O desenvolvimento e características dos sistemas da Austrália obedecem a um raciocínio pragmático: derivar relações preditivas consistentes com as necessidades operacionais e imediatamente aplicáveis, com base em variáveis acessíveis — formas práticas de avaliar o perigo de incêndio e capazes de prever com fiabilidade o comportamento do fogo prescrito.

A abordagem australiana à modelação do comportamento do fogo é similar àquela empreendida no Canadá. Na Austrália, contudo, os sistemas de predição e guias de fogo controlado são de âmbito regional, essencialmente devido à sua diversidade de climas e tipos de vegetação (Burrows 1994), sendo disponibilizados como réguas circulares de medição (e.g. McArthur 1967) ou sequências de tabelas e gráficos (e.g. Sneeuwjagt e Peet 1985). As relações de comportamento do fogo que estão subjacentes à primeira geração de guias resultam de fogos experimentais iniciados por um ponto de ignição em tipos específicos de combustível e condições meteorológicas amenas, e recorreram a dados colhidos em incêndios para ajustar as extrapolações para condições mais severas (Cheney 1981; Burrows 1994).

A primeira geração de ferramentas para predição da velocidade de propagação do fogo em pastagens (McArthur 1966) e florestas de eucalipto (McArthur 1962, 1967) do sudeste da Austrália usou como variáveis básicas a humidade do combustível e a velocidade do vento, com correcção para o declive. As situações florestais consideram também a carga de combustível fino²², e a disponibilidade de combustível (McArthur 1962) ou um factor de

²² Uma versão posterior da régua de medição para pradaria passou a incluir também o efeito da carga de combustível (Noble et al. 1980), uma adição polémica e que não consta do sistema actualmente em vigor (Cheney et al. 1998a), na sequência da experimentação efectuada por Cheney et al. (1993).

secura (McArthur 1967)²³. A importância de outras características do combustível, nomeadamente a compactação do complexo-combustível e a dimensão das partículas constituintes foi reconhecida por McArthur (1967), sem porém quantificar a respectivas influências, provavelmente devido a dificuldades de medição exacta e elevada variabilidade no terreno ou simplesmente porque foi impossível precisar o seu efeito (Cheney 1981; Tolhurst e Cheney 1999).

No sudoeste da Austrália e, de acordo com Burrows (1994), utilizando métodos similares, desenvolveram-se as *Forest Fire Behaviour Tables* (FFBT) (Sneeuwjagt e Peet 1985), um sistema mais sofisticado e completo mas de uso moroso e por vezes confuso²⁴, devido às expansões e actualizações a que foi continuamente sujeito (Beck 1995). O FFBT ou *Red Book* distingue 11 complexos de combustível — incluindo *Pinus pinaster* e *P. radiata* — aos quais são aplicáveis um de dois modelos empíricos, respectivamente adequados a floresta esclerófila seca (*Eucalyptus marginata*, com sub-bosque esparso e baixo) e húmida (*E. diversicolor*, com sub-bosque denso e alto). Uma velocidade de propagação básica é calculada em função da humidade do combustível e da velocidade do vento para um tipo padrão de combustível — similarmente à função do ISI no FBP —, sendo ajustada posteriormente para a quantidade de combustível disponível e para o declive.

Os esquemas preditivos australianos já mencionados estão actualmente disponíveis na forma de equações, ajustadas às tabelas, gráficos e régua originais por Noble et al. (1980), Gould (1993), Beck (1995) e Griffiths (1999) com os objectivos de automatizar o cálculo e facilitar a comparação entre sistemas. Numa forma ou noutra, e dada a sólida base empírica que os sustenta, têm bom desempenho quando aplicados às situações para as quais foram concebidos (Cheney 1981). A concordância entre a observação e a predição é usualmente deficiente fora das condições de desenvolvimento (Underwood et al. 1985; Tolhurst e Chatto 1998; Burrows et al. 2000), e ambos os sistemas para eucaliptal tendem a subestimar a velocidade de propagação de fogos iniciados por linhas, especialmente com ventos mais fortes e sub-bosque mais alto (Gould et al. 2001). Além das limitações inerentes à experimentação, Burrows (1994) aponta a existência de relações entre variáveis que se obtiveram por inferência ao invés de terem sido estabelecidas directamente, e nota a generalizada ausência de informação descritiva e estatística acerca do processo de derivação das relações.

O aumento dos padrões de exigência respeitantes à globalidade da gestão do fogo, e a expansão do uso do fogo para prescrições mais sofisticadas e de maior intensidade têm vindo a impor a necessidade de melhores predições do seu comportamento (Burrows 1994). Desta forma, uma segunda geração de modelos está a ser desenvolvida, examinando cuidadosamente os pressupostos existentes e alargando a escala espacial e as condições meteorológicas da experimentação. Assim, Cheney et al. (1992) e Buckley (1993)

²³ Respectivamente calculados em função do número de dias desde a última precipitação e da quantidade de precipitação correspondente a esse evento, e destas duas variáveis combinadas com o índice de secura de Keetch e Byram (1968).

²⁴ Os problemas de utilização do FFBT não residem na obtenção dos *outputs* de comportamento do fogo, mas sim na complexidade dos sub-sistemas de predição da humidade e da carga de combustível.

apresentam modelos para eucaliptal com um importante componente arbustivo. Cheney et al. (1993, 1998a) individualizaram qualitativamente dois tipos de pastos e introduziram alterações consideráveis na função de vento, tendo originado uma nova régua de medição para pastagens (CSIRO 1997). Burrows (1999b) desenvolveu um modelo de propagação para floresta de *Eucalyptus marginata*, consideravelmente mais simples do que aquele que Beck (1995) ajustou às tabelas do FFBT, e a experimentação neste ambiente florestal prossegue, agora em situações de perigo de incêndio muito elevado e extremo (Cheney et al. 1998b; Gould et al. 2001).

A modelação do comportamento do fogo está também a expandir-se para tipos de vegetação descontínua em regiões áridas (Burrows et al. 1991) e sub-áridas (McCaw 1991b; 1998), e em matagais (Catchpole et al. 1998b, 1999), merecendo especial menção o sistema preditivo desenvolvido para as charnecas da Tasmânia (Marsden-Smedley et al. 1999).

III.1.4.3. Relações funcionais

III.1.4.3.1. Sustentabilidade da propagação do fogo

A sustentabilidade da combustão é a capacidade para o combustível continuar a arder após a ignição, ou, dito de outra forma, para o leito de combustível alimentar a propagação do fogo (Martin et al. 1994). De acordo com Byram (1959a), um fogo incapaz de gerar uma intensidade de 10 kW m^{-1} tenderá para a auto-extinção.

A (im)possibilidade de propagação do fogo é essencialmente determinada pela quantidade de água contida no combustível. A propagação de um fogo envolve reacções endotérmicas que consomem energia (a pré-ignição) e reacções exotérmicas que a libertam (a combustão), dando-se a ignição na transição entre as duas fases; a ignição sucede assim à secagem, aumento de temperatura e pirólise do combustível por acção de uma fonte de energia (Rothermel 1972). A quantidade de calor que o combustível tem que absorver para atingir a temperatura de ignição é proporcional à sua humidade, que varia no mesmo sentido que o calor específico e a condutividade térmica do combustível, pelo que o seu aumento retarda a ignição (Wilson 1985).

Schroeder (1969) formulou a ignição em termos da eficiência da transferência de energia para as partículas de combustível, em que o calor de pré-ignição depende do teor de humidade e temperatura do combustível. Suportada pelos resultados de Blackmarr (1972), que exprimiu o sucesso de testes de ignição em folhada de *Pinus elliottii* de forma probabilística, aquela abordagem é utilizada nos E.U.A. no cálculo do índice de risco de ocorrência de fogos (Deeming et al. 1977; Cohen e Deeming 1985), e na predição da probabilidade de ignição por faúlhas emitidas por uma frente de incêndio (Rothermel 1983; Andrews e Chase 1989).

O funcionamento do modelo de Rothermel (1972) exige um valor fixo de humidade, dita de extinção, e que é definida como o mais baixo teor de humidade do combustível morto para o qual o fogo não se propagará. A humidade de extinção varia de 12 a 40% nos

modelos de combustível NFFL (Albini 1976a), podendo ser estimada da relação entre a superfície e o volume (Albini 1976b), do coeficiente de compactação (adoptado no sistema BEHAVE, Burgan e Rothermel 1984), ou escolhida pelo utilizador com base na sua experiência. A arbitrariedade associada à atribuição da humidade de extinção, anteriormente assinalada por Brown (1972) e Albini (1976a), e a sua variabilidade experimental, levaram Wilson (1982, 1985, 1987, 1990) a propor a substituição por uma probabilidade de sustentabilidade do fogo baseada num índice de extinção que indica o grau de combustão marginal (ou a proximidade da extinção), e é função da humidade do combustível e da sua área superficial. Posteriormente, as propriedades geométricas do leito combustível surgem também integradas em modelos probabilísticos de ignição por raios (Latham e Schlieter 1989) e de ignição de solos orgânicos (Frandsen 1997; Lawson et al. 1997a).

As capacidades preditivas da sustentabilidade do fogo oferecidas pelo modelo de Rothermel (1972) estão aquém das necessidades de planeamento do fogo prescrito (Brown e Simmerman 1986). Perante a incapacidade ou insuficiência dos modelos de comportamento do fogo para predizer os requisitos mínimos de propagação do fogo, reconhecida por Brown (1982, 1989) e por Gill et al. (1995), e a necessidade de dispor de regras de decisão simples e práticas para aplicação ao planeamento do fogo controlado, diversos autores examinaram a relação entre a sustentabilidade do fogo e as condições ambientais em situações de campo. Os resultados em todos os casos identificaram a humidade do combustível (ou variáveis meteorológicas com ela correlacionadas), a velocidade do vento, e características estruturais do combustível como a carga (Britton e Wright 1971; Clark et al. 1985), a percentagem de biomassa viva (McPherson e Wright 1986), e indicadores de descontinuidade (Bruner e Klebenow 1979; Neuenschwander 1980; Bryant et al. 1983). Para maior facilidade de uso, Marsden-Smedley et al. (2001) sintetizam em duas classes de produtividade da estação o efeito combinado dos vários descritores estruturais do combustível (carga e massa volúmica totais e do combustível morto, coberto, continuidade).

III.1.4.3.2. Velocidade de propagação

Características físicas do combustível

Tal como já referido, as propriedades físicas das partículas de combustível e do complexo que resulta da sua agregação desempenham um papel importante no modelo de Rothermel (1972). A relação entre a superfície e o volume σ e o coeficiente de compactação β ²⁵, cujos efeitos se expressam através de um conjunto de equações não-lineares, têm um papel de relevo no modelo. A velocidade de propagação aumenta em proporção directa com a carga de combustível, caso o arranjo estrutural do leito de combustível não seja alterado.

A especificidade dos modelos empíricos relativamente a um tipo de vegetação, isto é, a um complexo-combustível estruturalmente bem definido, implica que a variação em

²⁵ O coeficiente de compactação é adimensional e é calculado como a razão entre a massa volúmica do complexo-combustível e a densidade das partículas que o constituem.

parâmetros como σ e β é suficientemente reduzida para não afectar o comportamento do fogo (Cheney 1981). A carga de combustível ou a estatura da vegetação, pelo contrário, podem variar bastante no seio de um complexo-combustível. O CFFBPS (Forestry Canada Fire Danger Group 1992) e os sistemas para eucaliptal do Sudeste da Austrália (McArthur 1962, 1967; Cheney 1978) usam uma relação linear entre a quantidade de combustível disponível e a velocidade de propagação. No *Red Book* o efeito da carga de combustível depende do teor de humidade e é mais pronunciado se o combustível estiver mais seco (Beck 1995); no entanto, o mais recente modelo para floresta de *Eucalyptus marginata* não contempla a influência daquela variável (Burrows 1999b).

O modelo em uso nos *moorlands* da Tasmânia (Marsden-Smedley e Catchpole 1995a; Marsden-Smedley et al. 1999) exprime o efeito do combustível através da sua idade, equivalendo a uma relação linear com a carga de combustível ou com a carga de combustível morto (Marsden-Smedley e Catchpole 1995b), enquanto que na equação preliminar para aplicação genérica a matos da Australásia (Catchpole et al. 1999) a velocidade de progressão do fogo é proporcional à raiz quadrada da altura da vegetação. Em povoamentos de *Eucalyptus sieberi* com uma componente herbácea e arbustiva importante a velocidade do fogo varia linearmente com a altura da vegetação (Cheney et al. 1992). Finalmente, quando o estrato de combustível que propaga o fogo é descontínuo, as tentativas de correlação podem revelar-se infrutíferas (McCaw 1998) ou identificarem simplesmente a percentagem de coberto (Burrows et al. 1991).

Efeito da humidade do combustível

A humidade do combustível é, provavelmente, o factor cuja influência sobre o comportamento do fogo é melhor compreendida. A sua importância advém do condicionamento que impõe à rapidez e eficiência da combustão e à quantidade de combustível que pode arder (Tolhurst e Cheney 1999; Nelson 2001). Teores em água mais elevados acrescem a energia consumida no processo de ignição e o grau de diluição dos componentes da reacção, reduzindo a taxa de produção de calor (Byram 1959a; Catchpole et al. 1998a).

As relações entre a velocidade de propagação e a humidade do combustível são usualmente não-lineares. No modelo de Rothermel (1972) o efeito do conteúdo em água é dado pelo coeficiente adimensional η_M que reduz proporcionalmente a intensidade de reacção em função de um polinómio de terceiro grau da razão M/M_x sendo M a humidade do combustível e M_x a humidade de extinção (a propagação cessa quando $M/M_x=1$).

No sistema do Canadá a equação geral para a velocidade de avanço da frente do fogo R é a seguinte (Forestry Canada Fire Danger Group 1992):

$$R = a [1 - \exp(-b \text{ ISI})]^c \quad (3.3)$$

na qual a , b e c são específicos do tipo de vegetação, e $\text{ISI}=0,208 f(U) f(M)$. A função $f(M)$ que no ISI descreve o efeito da humidade do combustível é (Van Wagner 1987):

$$f(M) = 91,9 \exp(-0,1386 M) \left(1 + \frac{M^{5,31}}{4,93 \times 10^7} \right) \quad (3.4)$$

O Quadro III.1 apresenta as várias hipóteses de expressão do efeito da humidade do combustível nos modelos australianos, sendo predominante o uso da função exponencial decrescente.

Quadro III.1. Relações empíricas baseadas na humidade do combustível (M) e velocidade do vento (U) que os modelos australianos utilizam para prever a velocidade de propagação do fogo.

Tipo de vegetação e referência	M	U
Eucaliptal		
Noble et al. (1980), SE	$\exp(-aM)$	$^3 \exp(bU)$
Buckley (1993), SE	$-aM$	U^2
Cheney et al. (1992), SE	$\exp(-aM)$	U^b
Gould (1993), SE e SO	$\exp(-aM)$	$\exp(bU)$
Beck (1995), SO, floresta seca	$-aM + cM^2 + (dM \exp(-eM) \exp(-fM^g))$	$\exp(bU)$
Beck (1995), SO, floresta húmida	$-aM^{-b} + cM^{-d} \exp(-eM)$	$\exp(bU)$
Burrows (1999b), SO	M^{-a}	U^b
Pastagem		
Noble et al. (1980)	$^1 \exp(-aM), -aM$	$^4 \exp(bU)$
Cheney et al. (1998b)	$^2 \exp(-aM), -aM$	$^5 bU, U^b$
Formações arbustivas		
Burrows et al. (1991), deserto SO	$-aM$	U^2
Marsden-Smedley e Catchpole (1995a), Tasmânia	$\exp(-aM)$	U^b
McCaw (1998), mato mediterrâneo SO	$\exp(-aM)$	U^b
Catchpole et al (1998), mato	$\exp(-aM)$	U^b

¹ Dependente do intervalo de M ; ² dependente dos intervalos de M e U ; ³ em alternativa U^2 (McArthur 1967); ⁴ em alternativa U^2 (McArthur 1966); ⁵ dependente do intervalo de U .

Efeito da velocidade do vento

Não existe ainda uma explicação teórica completa dos mecanismos precisos através dos quais o vento afecta a propagação do fogo (Beer 1991b). O acréscimo da velocidade de avanço da frente do fogo resulta essencialmente do aumento da disponibilidade de oxigénio, da diminuição do ângulo entre a chama e o combustível — que intensifica a transferência de

energia por radiação e contacto directo da chama — , e da convecção forçada de ar quente (Nelson e Adkins 1988; Weise e Biging 1997; Viegas 1999a).

As equações de predição da propagação do fogo funcionam com velocidades do vento que variam no que respeita à distância vertical a que devem ser medidas ou estimadas: a "meia altura" da chama²⁶ no modelo de Rothermel (1972), a 10 metros do solo em terreno aberto no CFFBPS, nas réguas de medição de McArthur (1966, 1967) e no novo modelo para pastagens (Cheney et al. 1998a), e a alturas de 1-2 metros acima do solo nos restantes sistemas. A conversão da velocidade do vento fornecida pelos serviços meteorológicos para a altura de interesse efectua-se com base no perfil logarítmico de Albini e Baughman (1979) ou através de factores ou equações simples (Sneeuwjagt e Peet 1985; Cheney et al. 1992; Gould 1993; Marsden-Smedley et al. 1999; Tran e Pyrke 1999).

Rothermel (1972) formula a influência do vento através do factor $\phi_w = CU^B(\beta/\beta_{op})^{-E}$, sendo C, B e E dependentes de σ , e β_{op} o coeficiente de compactação óptimo, que depende também de σ . A velocidade de propagação na ausência de vento corrige-se por multiplicação por $(1 + \phi_w)$.

No CFFBPS a componente do ISI responsável pelo efeito do vento é dada por (Van Wagner 1987):

$$f(U) = \exp(0,05039 U) \quad (3.5)$$

A diferença entre a forma das curvas originadas por uma função potência ou uma função exponencial é relativamente pequena (Beer 1991a). Uma equação exponencial tenderá para predições irrealisticamente elevadas ao ser extrapolada para velocidades do vento mais altas (e.g. Burrows 1999b), pelo que é usualmente preterida nos modelos australianos de segunda geração (Quadro III.1).

Efeito do declive do terreno

A ideia de que os efeitos do vento e do declive do terreno são análogos remonta a Fons (1946). Assim, Rothermel (1972) assume a aditividade das duas influências e exprime o efeito do declive através do factor $\phi_s = 5,275 \beta^{-0,3} (\tan \theta)^2$, sendo $\tan \theta$ a tangente do declive (em graus).

Van Wagner (1977b) combinou informação com cinco origens distintas — incluindo a relação de Rothermel (1972) para $\beta=0,04$, adequada a uma folhada ligeiramente compactada — e após traçar uma "linha média subjectiva" através das cinco relações obteve o factor relativo de propagação SF (toma o valor unitário em terreno plano) que o CFFBPS veio a adoptar (Forestry Canada Fire Danger Group 1992):

$$SF = \exp(3,533 \tan \theta^{1,2}) \quad (3.6)$$

²⁶ Trata-se de um conceito enigmático, uma vez que a altura da chama é um *output* do sistema. A medição à altura da vista constituirá uma boa aproximação ao "*midflame windspeed*" (Rothermel e Rinehart 1983).

Na Austrália utiliza-se a equação ajustada por Noble et al. (1980) à informação tabular e gráfica de McArthur (1962, 1967), em que $R=R_0 \exp(0,069\theta)$, sendo R_0 a velocidade de propagação para um declive nulo. Trabalho mais recente em laboratório (Burrows 1999a) confirma esta relação, que foi obtida em folhada de eucalipto e também é aplicável a declives negativos, isto é, à propagação do fogo no sentido descendente de uma encosta.

Combinação dos efeitos do vento e do declive

Os sistemas australianos consideram que os efeitos do vento e do declive são multiplicativos, enquanto que na América do Norte os respectivos efeitos são adicionados recorrendo a álgebra vectorial. O método de Rothermel (1983) distingue as seguintes situações:

Fogo a favor do vento e do declive	$R=R_0(1+\phi_w+\phi_s)$
Fogo a favor do vento e contra o declive	$R=R_0(1+\phi_w)$
Fogo contra o vento e a favor do declive	$R=R_0 \phi_s-\phi_w $
Fogo contra o vento e o declive	$R=R_0$

sendo R_0 , neste caso, a velocidade de propagação na ausência de vento e de declive.

O CFFBPS utiliza o método desenvolvido por McAlpine et al. (1991). O efeito do declive é convertido num efeito equivalente de vento, que é combinado com o efeito do vento para obter um "vento efectivo líquido" (em direcção e velocidade) que é usado para ajustar o ISI. Recentemente, Nelson (2002) propõe um modelo que calcula uma velocidade de vento efectiva que combina a velocidade e direcção do vento, o declive, e a força ascensional do fogo.

III.1.4.3.3. Dimensões da chama e intensidade frontal

Os sistemas em vigor nos E.U.A. (e.g. BEHAVE) e Canadá (CFFBPS) estimam o comprimento da chama com base na intensidade da frente de acordo com a relação estabelecida por Byram (1959a)²⁷

$$L=0,0775 I_B^{0,46} \quad (3.7)$$

A forma de efectuar a predição de I_B é no entanto distinta. O CFFBPS, estruturado em torno do conceito da intensidade frontal de Byram (1959a), calcula-a de acordo com a equação original e assumindo um calor de combustão constante de 18000 kJ/kg (Forestry Canada Fire Danger Group 1992). Nos E.U.A. a intensidade "da linha de fogo" é obtida de acordo com a formulação de Albini (1976b):

$$I_B=I_R R t_r \quad (3.8)$$

²⁷ Formulada em unidades do SI por Wilson (1980) e Alexander (1982).

com $t_r=12,6/\sigma$ (Anderson 1969).

A altura da chama é o descritor da dimensão das chamas mais corrente na Austrália, provavelmente porque é considerado um melhor indicador da dificuldade de supressão e é mais fácil de avaliar no campo (Marsden-Smedley e Catchpole 1995a). As equações existentes estimam a altura da chama como uma função linear (Noble et al. 1980; Burrows 1999b) ou potência (Gould 1993) da velocidade de propagação e carga de combustível, como uma função não-linear da velocidade de avanço e linear da altura da vegetação (Cheney et al. 1992), ou como uma função não-linear da velocidade de progressão (Buckley 1993; Burrows 1999b) ou intensidade frontal (Marsden-Smedley e Catchpole 1995a). Em plantações de *Pinus* na África do Sul, e para uma situação meteorológica padrão de execução do fogo controlado, de Ronde (1988) propõe a estimação da altura da chama através de equações em que as variáveis independentes são categorias de tipo de combustível (definido pela sua carga e espessura) e densidade de copas.

III.2. O IMPACTE DIRECTO DO FOGO

III.2.1. COMPORTAMENTO E IMPACTE DO FOGO

Um gestor de fogo controlado deve não só possuir informação que lhe permita antever o comportamento do fogo, como também estar apto a estabelecer elos qualitativos e quantitativos entre o comportamento do fogo e os respectivos efeitos, a fim de compreender a origem de uma determinada resposta física ou ecológica. Os impactes do fogo com relevância no âmbito do fogo prescrito estão associados ao(s) objectivo(s) de gestão e à salvaguarda dos recursos em causa. O planeamento e avaliação de uma operação de queima deve-se preocupar com os efeitos do fogo que resultam imediata e directamente do processo de combustão, e que se dizem de primeira ordem (Reinhardt et al. 1997, 2001).

O impacte físico do fogo é induzido por um regime térmico definido pela magnitude da temperatura e pela duração da exposição ao calor (Wright e Bailey 1982). Tal como referido na secção anterior, a literatura é parca no que respeita à correspondência quantitativa entre os descritores da frente de chamas e os vários componentes do impacte do fogo. Duas razões concorrem para explicar esta insuficiência:

1. Embora muitos estudos contemporâneos dos efeitos ecológicos e ambientais do fogo documentem o seu comportamento (e.g. Rego et al. 1991; Monleon et al. 1997; Hodgkinson 1998; Gillon et al. 1999; Cain e Shelton 2000), é ainda vulgar deparar com descrições qualitativas da intensidade do fogo (e.g. Andariese e Covington 1986; Boyer e Miller 1994; Masaka et al. 2000; Arévalo et al. 2001), ou que utilizam a temperatura como seu indicador (e.g. Malanson e Trabaud 1988; Moreno e Oechel 1991; Changxiang et al. 1997; Gignoux et al. 1997; Clinton et al. 1998; Drewa et al. 2002), o que limita consideravelmente a comparação, interpretação e aplicação prática dos resultados (Alexander 1982).

2. A intensidade de Byram dá boas indicações quanto aos efeitos do fogo nas partes aéreas da vegetação. Mas o aquecimento do solo é fruto de um fluxo de calor não relacionável com o comportamento da frente de chamas (Hungerford 1989), e depende em larga medida das características físicas do solo e da combustão residual da manta morta e dos combustíveis lenhosos de maior calibre (Hartford e Frandsen 1992).

É reduzida a associação entre a I_B (Kauffman e Martin 1989; McAlpine 1995) ou a I_R (Brown et al. 1985), e o consumo dos horizontes orgânicos que encimam o solo mineral, que é essencialmente função do gradiente de humidade (Alexander 1982). Hartford e Frandsen (1992) e Valette et al (1994) mostraram que o aumento de temperatura no solo é independente da I_B , enquanto que Hobbs e Gimingham (1984) e Bradstock e Auld (1995) constataram uma melhor relação das temperaturas no solo com o consumo de combustível do que com I_B . Autores como Frandsen e Ryan (1986), Valette et al (1994) e Burrows (1999c) verificaram ser o aquecimento do solo mineral determinado pela espessura (ou consumo) da manta morta e pelas humidades da manta morta e solo mineral. Não surpreende assim que o consumo total ou sub-superficial de combustível (ou a energia correspondente) possa ser relacionado com a modificação da composição florística do sub-bosque (Armour et al. 1984), o dano cambial no tronco (Burrows 1987a; McCaw et al. 1997) e as respostas germinativa (Bradstock e Auld 1995; Burrows 1999c) e vegetativa (Kauffman e Martin 1990; Finney e Martin 1993a) da vegetação.

III.2.2. SEVERIDADE DO FOGO

O termo severidade do fogo designa o efeito global do fogo no ecossistema por acção dos pulsos térmicos que ascendem e descendem da zona de combustão (Ryan e Noste 1985), e reflecte os efeitos imediatos do fogo que resultam da intensidade da frente de propagação e do calor total libertado pela combustão da biomassa (Brown 2000b). Severidade do fogo é então a grandeza da perturbação induzida pelo fogo ou, introduzindo um juízo de valor, "*the magnitude of significant negative fire impacts on wildland systems*" (Simard 1991). A amplitude de variação da severidade do fogo é considerável, condicionando a persistência temporal das modificações nos processos e funções físicas, químicas e biológicas do solo (que interagem com o resto do sistema), bem como os benefícios ou prejuízos para a sustentabilidade do ecossistema (Neary et al. 1999).

Os parágrafos anteriores são elucidativos das diferenças entre intensidade e severidade do fogo, um tema que Feller (1998) discute em detalhe; a primeira influencia a segunda, mas é possível que um fogo intenso não seja severo, e vice-versa, tal como os dados de Waldrop e Brose (1999) sugerem, e Hartford e Frandsen (1992) e Gillon et al. (1999) demonstram. Sackett e Haase (1996) distinguem na manta morta o horizonte da intensidade do fogo — a camada solta e não decomposta (L) e a parte superior da camada em decomposição (F), — e o horizonte da severidade do fogo, constituído pela porção inferior e mais compacta da capa F e pelo húmus. Tal como Schimmel e Granström (1996) referem, a

relevância ecológica do conceito de severidade do fogo é influenciada pela espessura e importância relativa dos horizontes da manta morta.

O carácter qualitativo da severidade do fogo retira-lhe objectividade, ao contrário do que sucede com a intensidade frontal (Hungerford et al. 1991), e determina interpretações específicas de acordo com o ecossistema (Ryan e Noste 1985; Feller 1998). O conceito de severidade do fogo não é redutível a uma variável única (Simard 1991), antes admite uma razoável diversidade de indicadores. A descrição da severidade com origem nas chamas assenta nas marcas do fogo na copa e tronco das árvores e arbustos de grande porte, usualmente alturas e volumes de carbonização, dessecação e consumo foliar em valor absoluto, relativo ou classe (Williams et al. 1998; Waldrop e Brose 1999; Whight e Bradstock 1999; Menges e Deyrup 2001; Morrison 2002). Quanto ao estrato arbustivo, predominam as avaliações visuais da mortalidade e da dessecação e consumo da folhagem (Ryan e Noste 1985; Brown e DeByle 1987; Auld e Tozer 1999; Menges e Deyrup 2001), e o diâmetro terminal da biomassa residual (Moreno e Oechel 1994; Fernandes et al. 1998; Whight e Bradstock 1999; Menges e Deyrup 2001).

É muito difícil definir uma variável de comportamento do fogo de medição expedita que seja quantitativamente relacionável com os efeitos do fogo no componente sub-superficial do ecossistema, embora seja possível classificar o impacte resultante (Schimmel e Granström 1996). A profundidade de queima é o descritor privilegiado da componente sub-superficial da severidade do fogo (Ryan e Noste 1985; Brown e DeByle 1987, 1989; Bradley et al. 1992; Swift et al. 1993; Schimmel e Granström 1996; Waldrop e Brose 1999; Dahlberg et al. 2001). Representa o grau de redução do manto orgânico, que dita a sua espessura residual e o solo mineral exposto, e é análoga à energia total libertada e à duração da combustão se o complexo-combustível for dominado por manta morta (Alexander 1982). É especialmente útil para relacionar a natureza do fogo com o impacte na regeneração da vegetação após queimas em resíduos lenhosos (Feller 1998), daí o seu uso rotineiro no Canadá (Hawkes e Lawson 1983; Hawkes 1986; McRae 1980, 1985, 1986a, 1986b; McRae et al. 1979; Stocks 1989).

III.2.3. A REDUÇÃO DE COMBUSTÍVEL

III.2.3.1. Eficiência *versus* impacte ambiental

O efeito do fogo prescrito no complexo-combustível constitui uma medida da sua eficiência na diminuição da vulnerabilidade de um povoamento florestal perante a ocorrência de um incêndio. O planeamento de uma queima para redução da combustibilidade deve ser baseado na optimização do impacte sobre a estrutura do complexo-combustível, isto é, a eliminação do combustível nos estratos superficiais (folhada e vegetação do sub-bosque), a ampliação da descontinuidade vertical com o estrato arbóreo, e a formação de um leito mais compacto e constituído por elementos com um tamanho médio acrescido (Martin et al. 1988).

É fundamental que a prescrição assegure a eficácia a que aludimos no parágrafo anterior, e simultaneamente evite consequências adversas no meio, pois o consumo de combustível está relacionado com vários outros efeitos do fogo (Reinhardt et al. 2001). Os efeitos do fogo nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo dependem em parte do grau de remoção de folhada e húmus (Hungerford et al. 1991), que desempenham funções importantes na conservação da estabilidade e fertilidade do solo (Brown et al. 1985; Little et al. 1986; Reinhardt et al. 1991; Robicheaud e Miller 1999; Vega et al. 2000a). Moderar o consumo de combustível de forma a não envolver os horizontes inferiores da manta morta e o combustível lenhoso de maiores dimensões significa manter a integridade da estação, mas também minimizar a quantidade de fumo produzido e o seu potencial de poluição (Brown e Reinhardt 1991). O grau de consumo da manta morta pode também influenciar a densidade e composição da regeneração vegetal posterior ao fogo (Miyaniishi 2001).

O conhecimento da quantidade de combustível consumido permite quantificar a perda de nutrientes, especialmente por volatilização (e.g. Hough 1981; Gillon et al. 1995; Vega et al. 2000a) e a emissão de matéria particulada. O fumo emitido é directamente proporcional à biomassa queimada e ao factor de emissão — a libertação de uma determinada espécie por unidade de massa do combustível —, mas diminui com a eficiência da combustão, que representa a contribuição relativa da combustão com e sem chama para um determinado volume de fumo (Einfeld et al. 1991)²⁸.

A descrição ou quantificação do impacte do fogo controlado no combustível recorre essencialmente a medições subsequentemente à queima, mas também a estimativas visuais (e.g. Buckley e Corkish 1991; James 1999), amostragem destrutiva do combustível residual, e séries fotográficas (Scholl e Waldrop 1999). Em condições operacionais, e dependendo do objectivo, o consumo de manta morta (a profundidade de queima) exprime-se em termos absolutos ou relativos (Brown et al. 1985; Wade 1986; Reinhardt et al. 1991b); a primeira hipótese permite estimativas da perda de carga e produção de fumo, bem como balanços de matéria orgânica e nutrientes, e é relacionável com os efeitos (mortalidade dos órgãos subterrâneos, germinação) na vegetação do sub-bosque, enquanto a segunda é útil como elemento de uma prescrição.

III.2.3.2. Factores influentes e modelos de predição

A grande variabilidade do consumo de combustível face às condições meteorológicas (Omi e Kalabokidis 1998), e a necessidade de respeitar as restrições impostas pela compatibilização entre objectivos distintos são demonstrativos da necessidade de integrar a predição do consumo de combustível no processo de planeamento do fogo prescrito (Brown et al. 1991).

²⁸ Conduzir um fogo prescrito contra o vento aumenta a eficiência da combustão (McMahon 1983). Os factores de emissão são minimizados para intensidades de Byram entre 200 e 300 kW/m (Nelson e Ward 1980).

A relevância do conteúdo em água do combustível para a sua combustão é evidente mesmo em estudos que não estabelecem ligações quantitativas (e.g. Sweeney e Biswell 1961; Sackett 1980; Swift et al. 1993). O consumo da manta morta é dominado pela respectiva humidade, com influências adicionais da quantidade pré-fogo, grau de incorporação de partículas minerais, consumo de combustíveis adjacentes, condições meteorológicas e técnica de ignição (Hungerford et al. 1991); é provável que a humidade do solo mineral tenha também alguma influência (Frandsen e Ryan 1986).

A maioria das relações preditivas da quantidade de biomassa eliminada pelo fogo respeitam à manta morta sub-superficial, isto é aos horizontes F (folhada em decomposição) e H (húmus) e ao material lenhoso que os acompanha, uma vez que as oportunidades de regular a redução total de combustível aumentam com a representatividade daquelas fracções do complexo-combustível (Brown e Reinhardt 1991). As equações existentes variam consideravelmente de acordo com o componente considerado e o tipo de vegetação em causa, sendo apresentadas no Quadro III.2 as variáveis dependentes e independentes presentes em modelos desenvolvidos para aplicação a combustíveis naturais, ou seja, não originados por actividades de gestão e exploração florestal. Dada a grande variabilidade espacial do consumo de manta morta (Sandberg 1980; Brown et al. 1991), para a qual concorre a variação de humidade na zona de combustão e na área envolvente (Hungerford et al. 1994), as equações de predição podem ser complementadas por métodos geo-estatísticos que tratam as amostras como sendo espacialmente dependentes (Robichaud e Miller 1999).

Muitos dos estudos de consumo da manta morta referenciados no Quadro III.2 identificaram como factores influentes relevantes (individualmente ou em conjunto) o teor de humidade, a espessura ou quantidade pré-fogo dos horizontes orgânicos e a carga ou consumo de combustíveis lenhosos. Reinhardt et al. (1991b) reuniram dados referentes a diversos estudos efectuados nos E.U.A e Canadá aos quais ajustaram um modelo genérico e razoavelmente robusto e que é reformulável de forma a predizer a redução de espessura da manta morta sub-superficial (em centímetros e de acordo com a terminologia usada no Quadro III.2):

$$e_{FH} = -0,01 M_{FH} + 0,2 E_{FH} - 1,41 TA + 2,01 \quad (3.9)$$

sendo TA o tipo de acícula (1=comprida, 0=curta). Os autores concluem pela impossibilidade de produzir um modelo único para estimação do consumo de manta morta cujo desempenho seja universalmente preciso e exacto, e recomendam o uso de equações de cariz regional, solução posteriormente implementada no sistema FOFEM (Reinhardt et al. 1997; Keane et al. 2001a).

Queimas experimentais em *Pinus banksiana*, *P. strobus* e *P. resinosa*, e a aplicação de teoria relativa à transferência de calor radiativo, permitiram a Van Wagner (1972) a seguinte formulação para o consumo da manta morta (g cm^{-2}):

$$w_{LFH} = \frac{0,0941 (141,8 - M_{LFH})}{17,74 + M_{LFH}} \quad (3.10)$$

assumindo que a temperatura da chama e o seu tempo de residência são constantes. A equação distingue-se pela integração de conhecimento não exclusivamente empírico, mas é bastante limitada pela assunção de que todo o consumo ocorre à passagem da frente de chamas, quando na verdade uma parte substancial da eliminação do manto orgânico se processa posteriormente por combustão auto-sustentada e sem chama (Miyaniishi 2001).

Os guias de fogo prescrito para eucaliptal determinam a quantidade de combustível disponível, a qual é calculada multiplicando pela carga existente um factor dito de redução (McArthur 1962; Gould 1993) ou de disponibilidade (Sneeuwjagt e Peet 1985; Beck 1995). No primeiro caso, o factor depende do número de dias sem precipitação e da respectiva quantidade registada no último evento, enquanto que no segundo representa a fracção da folhada cujo teor em água é inferior à humidade de extinção, sendo calculado em função da humidade da folhada superficial e da humidade média da manta morta. Consequentemente, o combustível disponível é uma aproximação ao consumo na frente de propagação e não ao consumo total.

No Canadá a prescrição é baseada no sistema FWI (e.g. McRae 1979), daí a existência de equações para estimar a redução da manta morta em função de um dos índices de humidade, complementados (Lawson e Taylor 1986; Stocks 1987, 1989) ou não (Van Wagner 1972; McRae 1980, 1985; Blackwell et al. 1992) por outras variáveis. A redução total (w_T) do combustível da manta morta (incluindo o material lenhoso nela integrado) e da vegetação do sub-bosque é modelada no sistema FBP em função dos índices FFMC ou BUI, predominando a seguinte forma funcional (Forestry Canada Fire Danger Group 1992):

$$w_T = a [1 - \exp(-b \text{ BUI})]^c \quad (3.11)$$

Também na Austrália (Thomson 1978; Billing 1979; Woodman e Rawson 1982; Sneeuwjagt e Peet 1985; Burrows 1987b; Watts e Bridges 1989; Buckley e Corkish 1991; McCaw et al. 1997) e E.U.A. (Sandberg 1980; Brown et al. 1985, 1991; Melton 1990, 1998) se recorre a índices de secura para definir a prescrição e quantificar a disponibilidade do combustível lenhoso e da manta morta inferior para a combustão. Vale a pena destacar o índice de Keetch e Byram (1968), que exprime a deficiência cumulativa de humidade no húmus e camada superior do solo com base num balanço entre a evapotranspiração e a precipitação, obtido da temperatura máxima do ar e quantidade total de chuva nas últimas 24 horas. Estas abordagem indirectas são alternativas úteis no planeamento a longo prazo e podem fornecer indicações acerca da proximidade da humidade do combustível em relação ao intervalo prescrito. O utilizador deverá estar ciente dos erros inerentes à extrapolação de uma estação meteorológica para o local de queima, bem como à correspondência entre os índices e as variáveis que é suposto representarem (Brown et al. 1985).

Quadro III.2. Variáveis dependentes e independentes em modelos empíricos para estimação da redução absoluta ou relativa (P) em carga (w) ou espessura (e) de componentes do complexo-combustível, e da exposição do solo mineral (MI). W e E referem-se a cargas e espessuras pré-fogo.

Referência	Tipo de vegetação	Variáveis dependentes	Variáveis independentes
Norum (1977)	<i>Larix occidentalis</i> / <i>Pseudotsuga menziesii</i>	Pe_{FH}	M_{FH} , $w_{l < 7,6}$
Hough (1978)	<i>Pinus elliotti</i> / <i>P. palustris</i> / <i>P. taeda</i>	w_{LFH} w_T	W_{LFH} , M_{LFH} W_T , W_{LFH} , M_{LFH}
Brown et al. (1985)	Resinosas diversas, incluindo resíduos de exploração	e_{FH} Pw_{FH} PMI	E_{FH} , M_{FH} M_{FH} M_{FH} ; Pe_{FH}
Little et al. (1986)	Resíduos de exploração de resinosas diversas	e_{FH}	$W_{l > 7,6}$, $M_{l > 7,6}$, Pr
Harrington (1987a)	<i>Pinus ponderosa</i>	Pw_{LFH}	M_H , E_{LFH}
Kauffman e Martin (1989)	Floresta mista de resinosas	w_{FH}	M_H
Brown et al. (1991)	Resíduos de exploração de resinosas diversas	w_{FH} Pw_{LFH}	E_{FH} , M_{FH} M_{FH} , $d_{l < 7,6}$
Finney e Martin (1993a)	<i>Sequoia sempervirens</i>	w_{LFH} Pw_{LFH}	E_{LFH} , M_{LFH} ; W_{LFH} , M_{LFH} M_{LFH}
Vega et al. (1993a)	<i>Pinus pinaster</i>	w_{LF}	M_{FH} , TI
Botelho et al. (1994)	<i>Pinus pinaster</i>	w_L w_{FH} $w_{a < 0,6}$	W_L , TI , U , T W_{FH} , M_{FH} , T , $DECL$ $W_{a < 0,6}$, TI
Vega et al. (2000b)	<i>Pinus pinaster</i>	w_{LF} Pw_{LF} Pw_{LFH} Pw_H $w_{a < 0,6}$ $w_{a < 2,5}$	E_{LF} , M_{LF} Pe_{LFH} , $W_{l > 7,5}$ Pe_{LFH} , M_{LFH} M_{LF} $W_{a < 0,6}$ $W_{a < 2,5}$
Vega et al. (2000b)	Matos atlânticos	$w_{a < 0,6}$ $Pw_{a < 0,6}$ Pw_L	$W_{a < 0,6}$ $M_{a < 0,6}$ M_L

Variáveis referentes a equações alternativas são separadas por ;. d = redução em diâmetro do combustível lenhoso. Pr = n° de dias sem precipitação. $DECL$ = declive. TI = técnica de ignição. T = temperatura ambiente. U = velocidade do vento. Em índice: a = combustível arbustivo, F = folhada inferior, H = húmus, l = combustível lenhoso, L = folhada superficial, T = combustível total. 0,6, 2,5, 7,5 e 7,6 referem-se a limites de classes de tamanho (\emptyset , cm).

III.2.4. O IMPACTE NAS ÁRVORES

III.2.4.1. Descritores do impacte

O aumento de temperatura dos tecidos vegetais é função do calor recebido e da capacidade para o dissipar (Weber et al. 1995b), sendo que a temperatura letal para um determinado tecido vegetal diminui com o aumento do tempo de exposição de acordo com uma relação exponencial, e.g. Martin et al. (1969). A explicação do efeito do fogo pode então reduzir-se a uma análise dos factores susceptíveis de influenciarem directa ou indirectamente as lesões de origem térmica (Byram 1948), mas é ainda rudimentar a compreensão dos processos básicos envolvidos (Ryan 1998).

O uso efectivo do fogo prescrito em povoamentos florestais exige a capacidade de avaliar o dano físico infligido ao estrato arbóreo (e as respectivas consequências), que deve assentar em variáveis morfológicas de avaliação expedita (Ryan e Reinhardt 1988) e que constituam um reflexo da resistência ao calor (Regelbrugge e Conard 1993). Uma árvore é a este respeito divisível em três partes, respectivamente copa, tronco e raízes (Ryan 1982, 1998). As lesões infligidas pelo fogo à raiz e ao câmbio podem ser determinantes importantes da mortalidade em espécies de enraizamento superficial ou casca fina (Ryan 1982) mas, de um modo geral — e especialmente em árvores do género *Pinus* —, o dano nas folhas e gomos da copa é preponderante como causa de mortalidade (Van Wagner 1973)²⁹.

A porção da copa afectada por temperaturas letais — dita desfoliada (Macedo e Sardinha 1987), crestada (Tozzini e Soares 1987) ou dessecada (Botelho 1996) — é facilmente identificável, pois muda de cor algum tempo após o fogo. As variáveis que descrevem o grau de dano na copa são consideradas as mais úteis predictoras da mortalidade, dado o seu significado fisiológico, facilidade de observação e manifestação evidente da severidade do impacte do fogo (Ryan 1982). Além de poder conduzir as árvores à morte, a dessecação da copa pelo fogo é indesejável porque reduz a taxa de crescimento (e.g. Wade e Johansen 1986; Botelho 1996; Cain 1996) e agrava a probabilidade de ataque por escolítídeos (e.g. Cunningham et al. 1998; Bradley e Tueller 2001), além de contrariar o objectivo de protecção contra incêndios, diminuir temporariamente a qualidade estética, e perturbar a fauna que depende do copado (Burrows 1997). É por estas razões que o fogo controlado tem como principal condicionante a minimização do dano nas árvores (McArthur 1962; Van Wagner 1973) — conseguida através de prescrições e padrões de ignição conducentes à redução da superfície emissora de calor, à dissipação do calor libertado e à limitação do seu alcance vertical (e.g. Billing e Bywater 1982; Weatherspoon et al. 1989) —, e que o nível de copa dessecada constitui um indicador fundamental do êxito de uma operação de queima (de Ronde et al. 1990).

²⁹ Tal será especialmente notório numa espécie com as características do *P. pinaster* (ver Cap. II) e nas condições de execução do fogo controlado, que excluem à partida a possibilidade de danos no sistema radicular.

O volume de copa dessecada em percentagem do seu volume total (e.g. Wagener 1961; Ryan et al. 1988; Saveland e Neuenschwander 1990; Harrington 1993) ou a proporção da extensão vertical da copa que é dessecada (Wyant et al. 1986; Botelho et al. 1998b) são usualmente os melhores descritores do dano foliar. A altura de copa dessecada, definida pela distância ao solo do limite de separação entre a folhagem morta e viva (Van Wagner 1973), é também utilizável como preditor da mortalidade (e.g. Saveland et al. 1990), embora a não explique tão efectivamente. A altura de copa dessecada não está directamente associada às funções fisiológicas da árvore mas é relacionável com o comportamento do fogo, o que a torna uma variável chave no planeamento do fogo controlado que frequentemente condiciona o desenvolvimento da prescrição e a escolha do padrão de ignição (Ryan e Reinhardt 1988). O nível de mortalidade é preditível após cálculo das proporções de volume ou comprimento da copa dessecada a partir da medição pré-fogo da altura total e comprimento da copa, estimação da altura de copa dessecada e assunção de uma determinada forma de copa (Peterson e Ryan 1986). Considerando que um volume observado de copa danificada é melhor preditor da mortalidade que um volume calculado (Peterson 1985), é preferível optar pela primeira hipótese em situações de avaliação pós-fogo.

A extensão vertical da casca do tronco consumida ou chamuscada pelo fogo tem sido usada como um indicador de mortalidade em resinosas (Storey e Merkel 1960; Dixon et al. 1984; Wyant et al. 1986; Regelbrugge e Conard 1993). Na verdade, um tronco bastante enegrecido não é demonstrativo de lesão no câmbio (Ryan 1982), a não ser em indivíduos ou espécies de casca fina (Loomis 1973; Simard et al. 1986; Brown e DeByle 1987; Gill e Moore 1992).

III.2.4.2. Modelação da altura de copa dessecada

Thomas (1963) apresentou uma relação para o aumento de temperatura acima da temperatura ambiente (θ_c), a uma distância do solo z numa coluna de convecção formada na ausência de vento:

$$\theta_c \propto \frac{H^{2/3}}{z} \quad (3.12)$$

em que H é o fluxo de calor convectivo. Diversos estudos em laboratório e no campo, inventariados por Alexander (1998), têm vindo a confirmar a forma geral da relação 3.12. Van Wagner (1973) adoptou esta equação como base de determinação de z , a altura máxima à qual podem ocorrer temperaturas letais, e introduziu um termo explicativo do efeito de ventos ligeiros, que assumiu inclinarem a coluna de convecção sem a distorcer:

$$z \propto \frac{I_B^{2/3} \text{sen } A_p}{\Delta T} \quad (3.13)$$

sendo A_p o ângulo da pluma térmica com o complexo-combustível (dependente da relação entre I_B e o cubo da velocidade do vento), e ΔT o acréscimo de temperatura em relação à temperatura ambiente. Uma relação básica entre h_s , a altura de copa dessecada, e I_B , e duas equações adicionais ajustadas teoricamente para a temperatura ambiente (T) e velocidade do vento (U) e que assumem uma temperatura letal de 60 °C, constituem o resultado final³⁰:

$$h_s = k_1 I_B^{2/3} \quad (3.14)$$

$$h_s = \frac{k_2 I_B^{2/3}}{60 - T} \quad (3.15)$$

$$h_s = \frac{k_3 I_B^{7/6}}{(0,025574 I_B + 0,021433 U^3)^{1/2} (60 - T)} \quad (3.16)$$

tendo as constantes de proporcionalidade k_1 , k_2 e k_3 sido derivadas empiricamente com base em dados de queimas experimentais (maioritariamente em pinhal), tomando os valores de 0,1483, 4,4713 e 0,74183, respectivamente³¹. A equação 3.16 implica que, para uma determinada intensidade do fogo, a altura de desfoliação seja directamente proporcional à temperatura do ar e inversamente proporcional à velocidade do vento.

As equações de Van Wagner estão integradas nos sistemas em uso na América do Norte (e.g. Andrews 1986; Andrews e Bradshaw 1990; Reinhardt et al. 1997) mas, e dada a simplicidade do modelo, não é expectável que k seja uma constante universal (Mercer e Weber 2001). Diversos autores (Burrows et al. 1989; Saveland et al. 1990; Finney e Martin 1993a; Alexander 1998, usando dados de Burrows et al. 1988a) têm estimado valores de k para as equações de Van Wagner.

Os restantes modelos semi-físicos baseiam-se na mesma teoria de ascensão da coluna de convecção. Cheney et al. (1992) apresentam um modelo parametrizado em floresta de *Eucalyptus sieberi* que, divergindo da abordagem anterior — que considera uma coluna convectiva cuneiforme e gerada por uma fonte linear de calor — concebe o fenómeno mais realisticamente como uma sucessão de plumas cónicas, resultantes de concentrações localizadas de combustível ou da instabilidade inerente a uma frente de fogo (Gould et al. 1997). Alexander (1998) aperfeiçoou a formulação da equação 3.13, modificando o cálculo do ângulo da pluma de convecção, e tornando a temperatura letal função do tempo de residência da chama no complexo-combustível.

Mercer e Weber (1994), Mercer et al. (1994) e Weber et al. (1995a, 1995b) são responsáveis por desenvolvimentos teóricos ainda sem consequências práticas. Resta referir a existência de vários modelos empíricos de avaliação de h_s , cujas variáveis independentes figuram no Quadro III.3.

³⁰ Em unidades do SI de acordo com Alexander (1998)

³¹ Em alternativa à altura de copa danificada pelo fogo, k pode ser determinada medindo as temperaturas a diferentes alturas à passagem da linha de chamas, e resolvendo a equação em ordem a k (van Wagner 1975).

Quadro III.3. Variáveis independentes utilizadas em modelos empíricos de estimação da altura de copa dessecada.

Referência	R	h_F	L	I_B	w	T	U	EPO	Hc
McArthur (1962)		X							
Cheney (1978)		X		X					
de Ronde (1988)		X				X	X		
Cheney et al. (1992)	X					X			
Buckley (1993)		X							
	X					X			
Beck (1995)	X								
	X				X				
Botelho (1996)						X	X		X
Burrows (1997)		X						X	
			X					X	
				X				X	
Williams et al. (1998)				X					

R = velocidade de propagação; h_F = altura da chama; L = comprimento da chama; I_B = intensidade de Byram; w = carga de combustível disponível; T = temperatura ambiente; U = velocidade do vento; EPO = época do ano (Primavera ou Verão/Outono); Hc = altura da base da copa.

A incerteza associada à predição do grau de dano na copa pode ainda assim ser elevada. Um determinado modelo poderá (dependendo da sua especificidade) integrar implicitamente factores influentes como a geometria foliar (Byram 1948) e a estrutura do complexo-combustível (Alexander 1998), mas haverá ainda que contar com efeitos sazonais de origem meteorológica ou fenológica (Ryan 1982; Burrows et al. 1989), com a topografia e a densidade do povoamento (Saveland et al. 1990), e com o padrão de ignição (Ryan 1982; Alexander 1998).

III.3. OS INSTRUMENTOS DE APOIO À DECISÃO EM FOGO CONTROLADO

III.3.1. INTRODUÇÃO

O planeamento e uso do fogo prescrito exige a integração de vários tipos e níveis de informação, produzindo uma descrição formal e detalhada dos objectivos, restrições, prescrição, técnicas e meios logísticos envolvidos na execução da operação de queima (Radloff e Yancik 1983). O processo de planeamento do fogo prescrito é redutível às quatro etapas descritas por Fischer (1978):

1. Especificação dos objectivos de gestão dos recursos (e.g., redução da combustibilidade)

2. Tradução de 1. em termos de fogo prescrito (e.g., intervalo adequado de redução de combustível).
3. Definição do tratamento que satisfaz 2., usualmente com base no comportamento do fogo.
4. Como alcançar 3., ou seja, a definição da prescrição.

Os auxiliares à tomada de decisão em fogo prescrito podem surgir sob diversas formas, desde prescrições simples a complexas aplicações informáticas. Os instrumentos de suporte à gestão do fogo controlado serão apresentados de acordo com uma classificação em quatro grupos:

- mais directamente relacionados com o âmbito deste estudo, e especialmente não-explícitos, isto é, destinados ao planeamento de uma operação de queima à escala do povoamento florestal ou da unidade de tratamento;
- desenvolvidos para identificar oportunidades de queima;
- aplicáveis ao planeamento estratégico das operações no espaço e no tempo;
- sistemas *expert* com objectivos e capacidades diversas.

III.3.2. PLANEAMENTO DE UMA OPERAÇÃO DE QUEIMA

Uma prescrição genérica constitui a mais elementar orientação de uso do fogo, e consiste, para o conjunto de parâmetros que determina os resultados, na definição dos valores mínimos e máximos que admitem a utilização da técnica. Na sua forma mais simples, estes limites são enunciados apenas para variáveis meteorológicas como a temperatura e humidade relativa do ar, e a velocidade do vento, mas normalmente incluem também descritores absolutos ou relativos da humidade do combustível e do comportamento do fogo³², além de poderem contemplar outros aspectos do regime de fogo, como a extensão, época e frequência. A implementação de uma prescrição tem óbvias implicações temporais, uma vez que restringe o uso do fogo a determinados períodos do dia, da época de queima, e do ano, e subordina ao factor tempo a repetição do tratamento numa determinada área.

Wright e Bailey (1982) apresentam prescrições para os diversos tipos de vegetação dos E.U.A. e Canadá em que o fogo controlado é utilizado. É possível mencionar prescrições genéricas para povoamentos de diversas espécies de resinosas na América do Norte (Sackett 1975; Neuenschwander 1977; Norum 1977; Harrington 1987a; McRae 1980; McRae et al. 1994; Sackett et al. 1996), Europa (Vega 1983; Silva 1984; Rego et al. 1987; Vega et al. 1994; Fernandes 1997a) e Austrália (Billing 1979; Billing e Bywater 1982; Woodman e Rawson 1982; Burrows et al. 1988a, 1989), bem como para eucaliptais (Buckley e Corkish 1991; McCaw et al. 1997) e comunidades arbustivas e herbáceas (Muirburn Working Party 1977; Marsden-Smedley et al. 1999; Vega et al. 2001). O

³² No Canadá as prescrições são especificadas em função de índices da humidade do combustível e do comportamento do fogo, por exemplo McRae (1980), Lawson (1981), Hawkes e Lawson (1986), McRae et al. (1991, 1994).

cumprimento de uma prescrição é parte importante da decisão de iniciar um fogo controlado, ainda que possa ser complementada por outra informação; Jin e McRae (1998), por exemplo, desenvolveram um índice para identificação das condições propícias à transposição pelo fogo das barreiras que delimitam a área de tratamento.

Os guias de fogo controlado podem tomar formas diversas e contêm obrigatoriamente prescrições genéricas, que são por vezes enunciadas em função do objectivo da queima (e.g. Wade e Lunsford 1989; Marsden-Smedley et al. 1999). Nos E.U.A. é possível distinguir três tipos de guias:

- Guias descritivos do uso do fogo em comunidades vegetais sob gestão pastoril (Wright et al. 1979; Wright 1980; Gruell et al. 1986; Bunting et al. 1987; Higgins et al. 1989). Abordam os procedimentos a adoptar no planeamento e execução de uma queima, mas estão centrados no papel ecológico e efeitos do fogo.
- Guias de uso do fogo de cariz bastante mais operacional, ainda que mantendo a componente descritiva (Green 1981; Kilgore e Curtis 1987; Wade e Lunsford 1988). Referem-se explicitamente aos parâmetros do comportamento do fogo. Além da prescrição e da execução, contemplam todas as fases de uma operação de queima: análise, preparação e avaliação/monitorização.
- Guias dedicados exclusivamente à gestão de fumos, isto é, aos procedimentos para reduzir, dispersar e diluir as emissões com origem em fogos prescritos (USDA Forest Service 1976; NWCG Fire Use Working Team 2001).

Os guias australianos de fogo controlado são concisos e privilegiam os elementos quantitativos de uma operação de queima, baseando-se em tabelas ou gráficos que se utilizam sequencialmente para estimar valores para as variáveis que são importantes operacionalmente, isto é, o comportamento do fogo e os seus efeitos primários. Os mais relevantes são os de McArthur (1962) e Sneeuwjagt e Peet (1985), sendo também de mencionar os guias de aplicação mais específica de Cheney et al. (1992), Buckley (1993) e Marsden-Smedley et al. (1999). O guia de Cheney (1978) oferece uma combinação da informação utilizada nas queimas em eucaliptal no sudeste e sudoeste da Austrália. O sistema COMBINED para plantações industriais de *Pinus* na África do Sul (de Ronde 1988) e o "manual de uso do fogo na gestão de matos" (Botelho e Fernandes 1999) são conceptual e estruturalmente similares aos guias australianos.

Basear a execução de um fogo controlado numa prescrição genérica não garante que os objectivos da queima sejam alcançados, e comporta riscos de segurança para certas combinações numéricas entre parâmetros (por exemplo, ventos mais fortes conjugados com humidades do combustível mais baixas). Os guias australianos eliminam estes problemas e possibilitam a definição das condições ambientais conducentes à optimização de um objectivo de queima específico, através do desenvolvimento de "janelas" de prescrição que contrabalançam o efeito dos factores ambientais sobre o comportamento do fogo. Alguns guias norte-americanos (Hough e Albin 1978; Brown 1982; Brown e Simmerman 1986),

embora menos flexíveis, dispõem também desta auto-suficiência quantitativa, enquanto os restantes têm de ser complementados por *software* de predição do comportamento do fogo.

O sistema BEHAVE (Andrews 1983), em substituição pelo BEHAVE Plus (Andrews e Bevins 2000), é usado por cerca de 85% dos gestores de fogo prescrito no Oeste dos E.U.A. (Barrett et al. 2000). Os seus utilizadores tendem a utilizar descritores do comportamento do fogo como elementos da prescrição, e não variáveis meteorológicas, o que optimiza o processo de identificação das oportunidades de queima (Kilgore e Curtis 1987).

O FIRE1 (Andrews 1986) e o RXWINDOW (Andrews e Bradshaw 1990) são os programas de simulação do BEHAVE. O RXWINDOW foi propositadamente concebido para suporte ao planeamento do fogo controlado: inverte o processo de predição, gerando as combinações adequadas de factores ambientais (a prescrição) que resultam em comportamento do fogo aceitável, tal como definido pelo utilizador.

O sistema BEHAVE é útil para planear um fogo prescrito de modo a que não ofereça dificuldades de contenção nem danifique o estrato arbóreo, mas é incapaz de informar quanto ao cumprimento dos objectivos da queima, ou predizer outros efeitos do fogo. Essas funções podem ser desempenhadas por programas específicos, como o CONSUME (Ottmar et al. 1993), que estima a redução de resíduos lenhosos de exploração.

O mais abrangente FOFEM (Reinhardt et al. 1997) trata das consequências directas do fogo — consumo de combustível, exposição do solo mineral, mortalidade das árvores e produção de fumo — em diversos ecossistemas dos E.U.A., predizendo-as a partir das condições de queima, ou determinando as condições de queima que resultam num determinado efeito. O processo de simulação é, à excepção da mortalidade das árvores, independente do comportamento do fogo.

O BEHAVE e o FOFEM são sistemas complementares (Fig. III.1), especialmente desde o advento do FOFEM 5.0 (Keane et al. 2001a). Esta versão expandiu as suas capacidades para a predição do aquecimento do solo mineral, e permite ao utilizador a entrada de valores específicos de carga e humidade por categoria de combustível, ao passo que a versão anterior funcionava com modelos de combustível padrão e cenários pré-determinados de humidade.

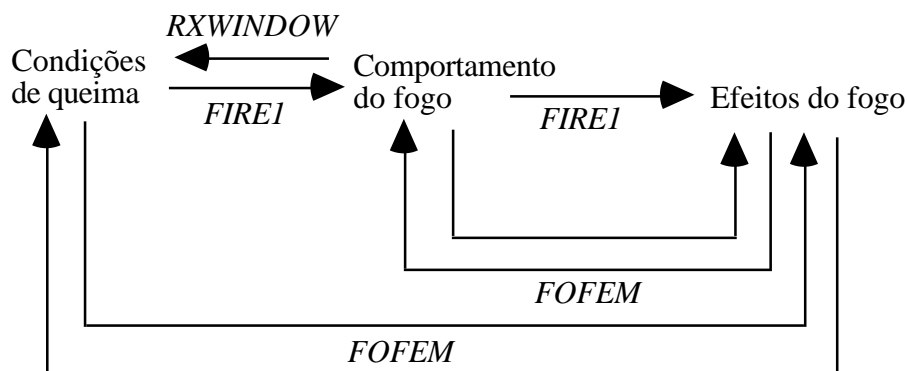


Fig. III.1. Fluxos gerais de informação nos programas FIRE1, RXWINDOW e FOFEM.

III.3.3. IDENTIFICAÇÃO DE OPORTUNIDADES DE QUEIMA

O fogo controlado é uma actividade fortemente condicionada pelo tempo atmosférico, pelo que se desenvolveram instrumentos que ajudam a lidar com a variabilidade inerente aos factores meteorológicos. Os programas PRESCRIBE (Furman 1979) e RXWTHR / RXBURN (Bradshaw e Fischer 1981) destinam-se à análise de registos meteorológicos históricos de modo a prever atempadamente a ocorrência de condições adequadas para o uso da técnica, e as aplicações RXBUILD / RXFIRES (Bevins e Fischer 1983) identificam os cenários meteorológicos sob os quais uma ignição natural é autorizada a propagar-se livremente como um fogo prescrito não planeado.

As declarações de início, fim ou interrupção da época de fogo controlado baseiam-se frequentemente em índices de perigo de incêndio, mas a tecnologia actual possibilita abordagens bastante mais sofisticadas. Na Flórida, e como parte de um sistema global de gestão do fogo (Goodrick e Brenner 2000), a autorização de uma operação de queima específica assenta num sistema de informação geográfica (SIG), em regras simples de decisão, e em informação em tempo real sobre a dispersão atmosférica, perigo de incêndio e potencial de comportamento do fogo (Brackett et al. 1997).

III.3.4. PLANEAMENTO ESTRATÉGICO

O processo de planeamento do fogo controlado inclui também as componentes espacial e temporal, ou seja, onde queimar e quando (com que recorrência) queimar. A selecção de áreas prioritárias para tratamento com base em SIG pode recorrer a dois tipos de abordagem:

- Cartografia de perigo de incêndio, produzida por um dos muitos métodos existentes (e.g. Dagorne et al. 1994; Richardson et al. 1994; CNIG 1995; Chuvieco e Salas 1996; Gouma e Chronopoulou-Sereli 1998; Hawkes et al. 1998; Sneeuwjagt 1998; Kafka et al. 2000).
- Simulações da propagação do fogo na paisagem através de modelos deterministas (Vasconcelos e Guertin 1992; Coleman e Sullivan 1996; Finney 1998; Lopes et al. 1998; Perry et al. 1999), estocásticos (Karafyllidis e Thanailakis 1997; Hargrove et al. 2000) ou combinações de ambos (Wu et al. 1996).

O programa FARSITE (Finney 1994, 1998), basicamente uma extrapolação do BEHAVE à escala da paisagem, permite quantificar e comparar o impacto das várias alternativas de gestão de combustíveis na expansão e comportamento de um fogo num determinado cenário meteorológico (e.g. Van Wagendonk 1996; Stephens 1998), e sobre a dificuldade e custos das respectivas acções de supressão (Finney et al. 1997). É com base em simulações do FARSITE que Finney (2000, 2001) teoriza acerca do padrão espacial dos tratamentos de combustível conducente à optimização do efeito sobre a propagação de um incêndio.

O FFE-FVS (Beukema et al. 2000) relaciona a dinâmica da vegetação e do combustível com o comportamento do fogo. Permite assim, e à escala estrita do

povoamento, avaliar as consequências de várias opções de gestão de combustíveis numa perspectiva temporal. Também o sistema de gestão de recursos PREPLAN (Kessell et al. 1984) possui um módulo de dinâmica do combustível aplicável ao planeamento no tempo da execução do fogo controlado. Barrett et al. (2000) defendem que diversos sistemas de apoio à decisão em gestão florestal que usam informação espacial podem, com algumas modificações, ser utilizados no planeamento do fogo controlado. McRae (1996a) refere uma tipologia de classificação de ecossistemas florestais potencialmente útil na selecção de áreas prioritárias de tratamento por fogo prescrito e na calendarização sazonal das operações.

O programa MCE-RISK de Chen et al. (2001) combina métodos de avaliação multi-critério com SIG para apoio à tomada de decisão em gestão de riscos naturais. Como exemplo de utilização, os autores aplicam o programa à selecção de áreas prioritárias de tratamento por fogo controlado de forma a obter localizações consensuais que conciliem os interesses dos agentes envolvidos.

Brockett et al. (2001) descrevem um sistema para maximização dos benefícios do fogo prescrito na conservação da biodiversidade na savana da África do Sul. O sistema permite determinar a área a tratar anualmente, o número de queimas a efectuar e a sua distribuição sazonal, de forma a obter um regime de fogo variado no espaço e no tempo.

A qualidade e facilidade de uso dos instrumentos de predição do comportamento e efeitos primários do fogo correntemente disponíveis é passível de conduzir a um ascendente da tecnologia sobre as considerações ecológicas, induzindo os gestores a confundirem o acatamento de uma prescrição com o alcançar de objectivos ecológicos (Bennett e Kunzmann 1992). Isto significa que recomendações gerais de uso do fogo podem não ser válidas para tipos de vegetação similares, e que o início de um programa de fogo controlado deve depender da disponibilidade de informação ecológica apropriada.

Os efeitos secundários do fogo ocorrem dias a décadas após a sua ocorrência, e resultam da interacção dos efeitos de primeira ordem com diversos factores (Reinhardt et al. 2001); a possibilidade de controlo através do regime de aplicação do fogo e, principalmente, dificuldades de quantificação e modelação, explicam porque é que os auxiliares à decisão em fogo prescrito os não consideram. Neste domínio são úteis bases de dados relativas aos efeitos do fogo e suas implicações de gestão à escala da espécie (plantas e animais) e da comunidade vegetal (FEIS; Fischer et al. 1996), e modelos processuais de sucessão da vegetação (e.g. Kercher e Axelrod 1984; Keane et al. 1990; Miller e Urban 1999; Franklin et al. 2001; Mouillot et al. 2001), que permitem simular a longo prazo os resultados da aplicação de diferentes regimes de fogo; importa salientar o programa FIRE-BGC (Keane et al. 1996), que integra a sucessão vegetal (Keane et al. 1990), processos ecofisiológicos (Running e Coughlan 1988) e o FARSITE.

III.3.5. SISTEMAS *EXPERT*

A tecnologia de sistemas *expert* evoluiu como um método de resolução de problemas não imediatamente redutíveis a relações funcionais (Reynolds et al. 1999). As técnicas de

inteligência artificial hoje disponíveis dotam os computadores com a capacidade de execução de tarefas usualmente desempenhadas por peritos numa determinada área, incluindo a simulação do raciocínio humano de resolução de problemas num *Knowledge-based System* (KBS) (Schmoldt 2001). Um sistema *expert* para o fogo controlado pode então fundir as abordagens anteriores, que dependem estritamente do conhecimento científico, com a experiência operacional e de campo (Hawkes e Lawson 1986). Alguns sistemas *expert* apoiam a tomada de decisão em fogo controlado respondendo a questões parcelares, nomeadamente:

- SHRUBKILL (Ludwig 1990) e BURNECON (MacLeod e Ludwig 1991), para suporte à gestão de pastagens pelo fogo, o segundo dos quais integrando um componente de análise económica.
- PREFEX (Finney e Martin 1991), para predição dos efeitos do fogo em árvores.
- PFIES (McRae et al. 1991), dedicado ao planeamento de queimas por ignição aérea múltipla.

Os sistemas *expert* mais prometedores são, no entanto, aqueles de âmbito global, que integram e interpretam informação de natureza diversa, incluindo regras de decisão resultantes de inquéritos a especialistas:

- KBS desenvolvido (Reinhardt et al. 1989) e validado (Reinhardt et al. 1992) para escrever prescrições específicas de uso do fogo, em função das condições locais e objectivos de gestão. O sistema tem uma componente quantitativa importante e o utilizador pode, se o desejar, interferir no processo de decisão. O resultado é apresentado como uma prescrição de variáveis ambientais à qual correspondem efeitos directos do fogo compatíveis com os objectivos da queima.
- KBS de suporte à formação e decisão PB TDSS³³ (Rigolot et al. 2000) compreende vários módulos (balanço da época de queima, restrições, precauções, gestão do fumo, efeitos ecológicos e probabilidade de ignição), de carácter pronunciadamente descritivo e qualitativo, e que complementam o processo de desenvolvimento de uma prescrição. Integra a base de dados BDSYSTEM (Rigolot 2000) para recolha e gestão de informação operacional, e que permite inquéritos por parte dos utilizadores acerca das condições de utilização da técnica.

³³ Disponível *on-line*, em <http://www.cindy.ensmp.fr/europe/firetorch>.

IV. METODOLOGIA

IV.1. INTRODUÇÃO

IV.1.1. ÁREA DE ESTUDO

O estudo decorreu em povoamentos de *Pinus pinaster* no Ocidente de Trás-os-Montes, delimitados grosso modo pelas latitudes 41° 20' N e 41° 30' N e pelas longitudes 7° 40' O e 7° 50' O. Os locais de experimentação situaram-se em baldios co-administrados pela Direcção Regional de Agricultura de Trás-os-Montes e situados nos Perímetros Florestais das Serras do Marão e Ordem, Serra do Alvão e Serra da Padrela (Fig. IV.1).

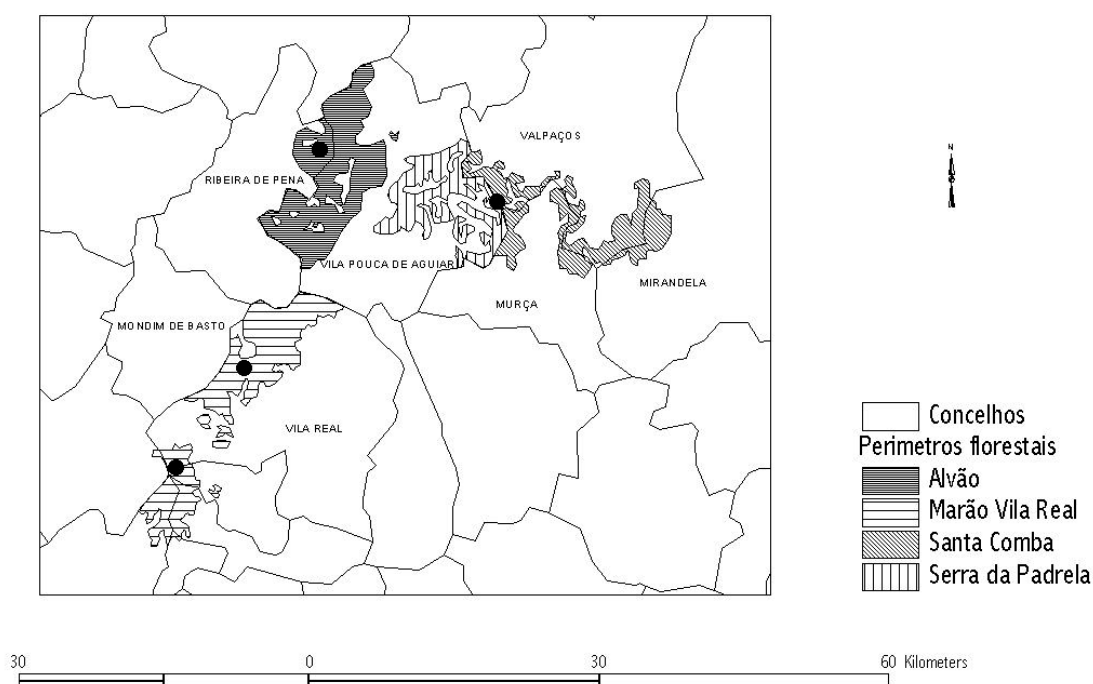


Fig. IV.1. Área e locais de estudo, identificados pelos círculos negros.

Os pinhais em causa distribuem-se por três regiões naturais, respectivamente Alvão-Marão, Tâmega e Padrela, cujos principais indicadores climáticos constam do Quadro IV.1 (Agroconsultores-COBA 1991). O clima de montanha — apesar de moderado pela influência atlântica — dos maciços montanhosos do Alvão-Marão, é distinto daquele que caracteriza o vale do Tâmega, área de transição ainda aberta às massas de ar oceânico, ao passo que a maior interioridade da Padrela lhe confere tonalidade continental (Ribeiro et al. 1988). Não obstante a supracitada influência marítima e a apelidação de "Terra Fria" para as

altitudes acima de 600-700 metros (Gonçalves 1985), o clima é ainda Mediterrâneo *sensu lato* (sub-tipo Csb na classificação climática de Koppen).

Quadro IV.1. Parâmetros climáticos (valores médios anuais) das regiões naturais pelas quais se distribuem as áreas de estudo (Agroconsultores-COBA 1991).

Parâmetro	Região natural		
	Alvão-Marão	Tâmega	Padrela
Temperatura média, °C	10 - 11	12 - 14	11 - 12
Temperatura máxima, °C	14-17	17-19	17 - 18
Temperatura mínima, °C	5 - 6	6 - 8	6 - 7
Precipitação, mm	> 1200	500 - 1000	800 - >1200
Humidade relativa às 9 h, %	80 - 90	60 - 70	70 - 80

Os solos da região não se notabilizam pela espessura e grau de diferenciação, sendo especialmente representativos os cambissolos úmbricos de xisto ou granito, ácidos, de textura grosseira ou média e com teores elevados de matéria orgânica e, em situações topográficas mais agrestes, os leptossolos úmbricos (Agroconsultores-COBA 1991).

A presença do pinheiro bravo é indiscriminada, ocupando encostas de pendente acentuada mas também áreas planálticas ou de relevo ondulado (Agroconsultores-COBA 1991), isto numa região em que a pressão do fogo pastoril (Loureiro 1997) tem vindo a impor um ritmo acelerado de desarborização (Quadro IV.2), e em situações — acima dos 700 metros nas zonas de transição para a continentalidade — onde a produtividade da espécie é marginal (Alves 1988).

O sub-bosque dos pinhais e os matos que os envolvem são constituídos por espécies da aliança *Ericion umbellatae*, vincadamente sub-atlântica (Rivas-Martinez 1979), com destaque para a carqueja (*Chamaespartium tridentatum* (L.) P. Gibbs), as ericáceas *Erica umbellata* L. e *E. australis* L., o tojo *Ulex minor* Roth e o feto *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn.

Quadro IV.2. Dimensão, ocupação florestal e regime de fogo nos Perímetros Florestais nos quais se situam as parcelas de estudo, com base em Rego (2001).

Perímetro	Área total, ha	Área arborizada, %		Área ardida, ha (1990-1999)	Intervalo de retorno do fogo, anos *
		1972	2000		
Marão e Ordem	11558	34,5	9,9	5112	23
Alvão	11919	83,9	25,1	3903	31
Padrela	10103	75,8	26,1	5443	19

* Calculado como a razão entre a área total e a área ardida média anual.

IV.1.2. LOCAIS DE ESTUDO

O essencial do trabalho experimental efectuou-se em cinco povoamentos, cuja designação, localização (ver Fig. IV.1) e traços fisiográficos passamos a referir:

1. Marão, localizado no Perímetro Florestal (P.F.) do Marão e Ordem, freguesia de Fontes, concelho de Sta. Marta de Penaguião. As parcelas experimentais estão à altitude de 950 metros, com exposição S-SO, em substrato xistoso e numa encosta que faz a transição entre o relevo abrupto da cumeeada da serra do Marão e as formas sinuosas da região do Douro. O respectivo declive varia no intervalo 15-30%.
- 2 e 3. Alvão1 e Alvão2, também incluídos no P.F. do Marão e Ordem, mas situados na freguesia de Borbela do concelho de Vila Real, a 740-820 metros de altitude na encosta íngreme e granítica da serra do Alvão sobranceira a Vila Real. A exposição e declive das parcelas variou de SO a SE, e de 10 a 30 por cento, respectivamente.
4. Alvão3, no P.F. do Alvão, freguesia de Pensalvos do concelho de Vila Pouca de Aguiar. Está integrado na região natural do Tâmega, numa paisagem de serras graníticas pouco expressivas. As parcelas situam-se a 640 metros de altitude com ligeira exposição a Este, uma vez que o declive do terreno não ultrapassa cinco por cento.
5. Padrela, na serra do mesmo nome, no limite entre os P.F. da Serra da Padrela (freguesia de Três Minas do concelho de Vila Pouca de Aguiar) e de Santa Comba (freguesia de Curros, concelho de Valpaços). As parcelas estão num planalto xistoso e de formas onduladas, à cota de 970 metros, expostas a S-SE e com declive de 5 a 15 por cento.

As características climáticas gerais das regiões naturais e situação altitudinal das parcelas colocam-nas no piso bioclimático Supramediterrâneo, à excepção do povoamento Alvão3, ainda no andar Mesomediterrâneo (Tormo et al. 1992). Na classificação de Albuquerque (1954) correspondem às zona ecológicas SA do andar Montano, e SA x MA x AM do andar Sub-montano, respectivamente.

O Quadro IV.3 apresenta as características dendrométricas dos pinhais em causa, após mensuração das árvores contidas numa parcela circular com 500 m² de área. O diâmetro à altura do peito (*DAP*), isto é, à altura de 1,3 metros, foi medido com uma fita de diâmetros com aproximação ao milímetro. Para determinação da altura de cada árvore (estimada ao decímetro) recorreu-se a um hipsómetro digital Forestor Vertex. Os valores do número de árvores por hectare representam o número de indivíduos em cada parcela transpostos para aquela unidade de área. A idade do povoamento resulta da contagem dos anéis de crescimento em verrumadas extraídas de três árvores dominantes em cada parcela.

O cálculo do índice de qualidade da estação seguiu a equação de Marques (1987) para o Vale do Tâmega. Seguindo o critério de Bento (1994), todos os povoamentos se incluem na classe II (qualidade mediana), acercando-se o Alvão1 e a Padrela das classes superior e inferior, respectivamente; esta classificação não difere da que resulta do uso de curvas de produtividade de aplicação territorial mais geral (Oliveira 1985b; Projecto Florestal Português 1986).

O povoamento Alvão2 originou-se por regeneração natural após a incursão de um incêndio no povoamento Alvão1, e apresenta uma estrutura irregular do tipo jardinado. Todas as outras manchas são equiétricas e regulares.

Quadro IV.3. Caracterização dendrométrica (1999) dos povoamentos onde decorreu a experimentação.

Parâmetros	Locais				
	Marão	Alvão1	Alvão2	Alvão3	Padrela ^a
t_p , anos	37	33	14	41	25
d_g , cm	26,1	25,7	11,0	25,3	13,0
G , m ² ha ⁻¹	56,5	42,5	14,3	24,5	32,7
h_{dom} , m	17,8	17,7	7,8	18,7	11,4
h_g , m	15,8	16,3	6,1	18,3	10,0
H_c	9,0	8,4	1,7	8,9	3,7
SI , m	17	18	17	16	15
N	1060	820	1520	480	2458
Distribuição das árvores por andar ^b , %					
≤2 m	0	0	10,5	0	0
Inferior	0	0	10,5	0	0
Intermédio	1,9	0	22,1	0	15,4
Superior	98,1	100	56,8	100	84,6

t_p = idade do povoamento; d_g = diâmetro médio, a média quadrática dos diâmetros à altura do peito (DAP) existentes; G = área basal do povoamento; h_{dom} = altura dominante, a altura média das 100 árvores mais grossas no hectare; h_g = altura média, a altura da árvore cujo $DAP = d_g$; H_c = distância média da copa viva ao solo, m; SI = índice de qualidade da estação (altura aos 35 anos de idade) (Marques 1987); N = n° de árvores ha⁻¹. ^a Existiam neste povoamento 210 árvores mortas por hectare, correspondendo a uma área basal de 0,6 m² ha⁻¹. ^b De acordo com a definição da IUFRO (Leibundgut 1978 in Oliveira 1985): os níveis superior, intermédio e inferior compreendem as árvores cujas alturas excedem 2/3, estão entre 1/3 e 2/3 e não alcançam 1/3 da h_{dom} , respectivamente. A classe adicional ≤2 m inclui apenas os indivíduos com DAP mensurável.

IV.1.3. DISPOSITIVO EXPERIMENTAL

O trabalho de campo decorreu entre os meses de Dezembro de 1998 e 2001, estando directa ou indirectamente relacionado com dois tipos de ensaios de campo, respectivamente destinados ao estudo da possibilidade de propagação sustentada do fogo, e ao estudo do comportamento do fogo e dos impactes causados às árvores e ao complexo-combustível.

Os testes de ignição, exclusivamente em folhada, decorreram em três bosquetes de *Pinus pinaster* situados no *Campus* da UTAD (Quinta de Prados, Vila Real), à altitude aproximada de 460 metros e em terreno plano ou de declive inferior a 10%.

Para a realização dos fogos experimentais estabeleceram-se nos locais de estudo já descritos parcelas aproximadamente quadradas com 10-15 metros de lado. Esta dimensão é consentânea com o objectivo de emular a velocidade de avanço de uma linha infinita de fogo que se propague contra o vento, a qual não é influenciada por questões de escala (Van Wagner 1968a; Johansen 1987; McAlpine e Wakimoto 1991; Burrows 1999a). É, no entanto, conhecido o efeito crescente que a largura da frente de propagação exerce no comportamento de um fogo a favor do vento (Wolff et al. 1991; Cheney et al. 1993, 1998a) ou do declive (Morandini et al. 2001a). Sabe-se também que — a não ser que a linha de ignição seja da ordem dos 100-200 metros (Cheney e Gould 1995b, 1997) — um fogo não revela imediatamente todo o seu potencial de propagação, antes passa por uma fase de aceleração (e.g. McArthur 1967; Cheney 1981; Forestry Canada Fire Danger Group 1992), de duração variável mas muito dificilmente completável num percurso tão curto.

Em fogos na ausência de vento ou sob a acção de vento ligeiro o mecanismo dominante de transferência de calor deverá ser a radiação proveniente da zona de combustão (Byram 1959a; Van Wagner 1968a; Pagni e Peterson 1973; Albin 1985, 1986; Beer 1991b; Morandini et al. 2001b). Nestas circunstâncias, em fogos simultâneos em folhada de *Pinus resinosa* em que o comprimento da chama não ultrapassou 0,6 metros, Wotton et al. (1999) não detectaram diferenças nas velocidades de propagação de frentes com dois, cinco e 10 metros de largura, sugerindo que a influência deste factor se faz sentir apenas em fogos de maior intensidade, nos quais a convecção seja preponderante. Finalmente, o fenómeno da aceleração pode ser insignificante quando o vento é fraco (Curry e Fons 1938) ou não ocorrer em situações marginais de propagação (tão frequentes na prática do fogo controlado) em que a humidade do combustível é elevada (McRae 1999).

Não houve a pretensão de alcançar o estado do *quasi steady-state* para a frente dianteira do fogo, isto é, o equilíbrio da respectiva propagação com o ambiente que condiciona o fogo. Consideramos porém que as condições de experimentação constituem uma aproximação satisfatória ao comportamento de uma frente de chamas que, impulsionada por vento fraco, em terreno pouco declivoso e/ou na presença de humidades do combustível mais altas, pode ser considerada estável. São estas, de resto, as condições que admitem fogos prescritos a favor do vento em povoamentos florestais, cuja condução se baseia exactamente na restrição do seu desenvolvimento completo (Botelho 1990): de acordo com um padrão de ignição por linhas consecutivas ou simultâneas, estabelece-se (a uma determinada distância da linha precedente) uma linha de ignição perpendicular à direcção do vento ou da maior pendente.

Fogos experimentais de pequena dimensão são operacionalmente mais simples e permitem medições do comportamento do fogo mais fáceis e exactas. As vantagens desta opção estendem-se à minimização da heterogeneidade espacial e temporal das condições ambientais, sendo de esperar benefícios na fase de modelação do comportamento e impactes do fogo. Questões logísticas excluíram à partida a abordagem oposta, isto é, a exploração da variação possível numa parcela de queima com base num conjunto de microparcels preestabelecidas (Hawkes 1986; Smith et al. 1993; Fernandes et al. 2000a).

IV.2. CARACTERIZAÇÃO DO COMPLEXO-COMBUSTÍVEL

IV.2.1. DESCRIÇÃO QUALITATIVA

Os ensaios experimentais incidiram em três tipos de complexo-combustível, definidos qualitativa e estruturalmente da seguinte forma:

1. Folhada, ocasionalmente com vegetação dispersa (cobertura inferior a 1/3 do terreno).
2. Sub-bosque lenhoso (i.e., arbustivo) ocupando mais de 1/3 do terreno e folhada, ocasionalmente com vegetação não lenhosa (fetos e/ou herbáceas) cobrindo menos de 1/3 do terreno.
3. Sub-bosque não lenhoso revestindo pelo menos 2/3 do terreno e folhada, usualmente com um contributo arbustivo (até 50% de coberto).

Esta classificação de base fisionómica reflecte o tipo de combustível (folhada, arbustos ou fetos/ervas) que, pela sua representatividade, considerámos dominar o comportamento do fogo em cada unidade de queima.

O local de estudo da serra do Marão encontrava-se quase inteiramente revestido por um tapete rasteiro de herbáceas (*Agrostis curtisii* Kerguelen e *Pseudoarrhenatherum longifolium* Rouy) e de fetos (*Pteridium aquilinum*) secos e tombados, por vezes com um estrato arbustivo importante (ou até dominante), em particular onde o arvoredado era menos denso. O coberto arbustivo era variado, mas com predominância evidente do tojo *Ulex minor*, estando também presentes as urzes *Erica umbellata*, *E. arborea* L. e *E. cinerea* L., bem como a carqueja (*Chamaespartium tridentatum*). A folhada era esparsa nas zonas abertas.

Nos povoamentos Alvão1 e Alvão 3 o complexo-combustível era constituído quase exclusivamente por folhada. A presença pontual de resíduos provenientes de operações de desrama induziu alguma heterogeneidade na quantidade acumulada em Alvão1.

Um estrato uniforme de *Pteridium aquilinum* ocupava o sub-bosque do local Alvão2, passando relativamente despercebida a componente arbustiva de ericáceas (*Erica umbellata*, *E. cinerea*, *Calluna vulgaris* L.), *Chamaespartium tridentatum* e *Ulex europaeus* L. Tratando-se de um povoamento regenerado naturalmente e com árvores de dimensão variada, submetido a um desbaste mas não desramado, havia algum grau de continuidade vertical entre o combustível superficial e o estrato arbóreo, o que era particularmente notório em torno das maiores árvores, com grande quantidade de agulhas suspensas nos ramos inferiores.

No povoamento da Padrela foi possível individualizar três situações distintas:

1. Coberto arbustivo muito elevado e dominado por *Erica umbellata*, com presença esparsa de *Chamaespartium tridentatum*, correspondendo a 25 anos de acumulação de combustível.

2. Manchas com 10 anos de acumulação de combustível, na sequência de queimas experimentais anteriores (Botelho 1996), com coberto arbustivo moderado e quase exclusivo de *Chamaespartium tridentatum*.
3. Variante da situação anterior em áreas de coberto arbóreo mais aberto, sendo o revestimento arbustivo bastante alto e dominado por *Chamaespartium tridentatum*, mas já com alguma representatividade de *Erica umbellata*.

Como componentes bastante menores do sub-bosque na Padrela surgiam exemplares isolados das urzes *E. cinerea* e *Erica australis* L., as cistáceas *Halimium ocymoides* (Lam.) Willk. e *Tuberaria lignosa* (Sweet) Samp. em clareiras, e a herbácea *Simethis planifolia* (L.) Gren.

IV.2.2. DESCRIÇÃO QUANTITATIVA

Os métodos utilizados para caracterizar quantitativamente o complexo-combustível recorreram a métodos de dupla amostragem (Catchpole e Wheeler 1992), com amostragem destrutiva e não destrutiva, respectivamente no exterior e interior das parcelas. A estrutura física do complexo-combustível em cada uma das parcelas de queima foi objecto de medição antes da execução dos fogos experimentais. A estimativa das cargas de combustível em cada unidade de queima reverteu da combinação dos parâmetros descritivos resultantes do inventário com informação derivada da colheita de amostras em cada um dos locais de estudo.

O cálculo e estimação de descritores do complexo-combustível cingiu-se às variáveis que podem ser avaliadas com relativa facilidade no terreno, ou seja, com potencial de utilização à escala da gestão.

A caracterização quantitativa distinguiu três estratos de combustível: o combustível aéreo (a vegetação do sub-bosque, cujos elementos se orientam predominantemente na vertical), a folhada superficial ou superior, e a folhada inferior. Designaremos por combustível superficial o conjunto formado pelos dois primeiros estratos. A folhada superficial corresponde ao horizonte L (Oi) da manta morta, morfológicamente intacto e de deposição recente, enquanto que a folhada inferior é constituída pelo horizonte de fermentação (F ou Oe), constituído por partículas em decomposição e fragmentadas mas cuja natureza é identificável (Brown 1970).

Os padrões de descrição de combustíveis consideram usualmente três classes de diâmetro, respectivamente inferior a 0,6 cm, de 0,6 a 2,5 cm, e de 2,5 a 7,5 cm (Rothermel 1972). A menor classe de dimensão, dita combustível fino ou ligeiro, é aquela que predomina em pinhal bravo quando a acumulação de combustíveis resulta de processos naturais. Assim, num inventário de combustíveis em 16 povoamentos de *Pinus pinaster* no vale do Tâmega de idade compreendida entre 33 e 40 anos, os combustíveis mortos e vivos de diâmetro inferior a 0,6 cm representaram 62 a 85% da quantidade de combustível superficial (Fernandes 1991). O combustível ligeiro constitui o alvo primordial de um

programa de gestão de combustíveis através do uso do fogo, uma vez que a combustibilidade de uma formação vegetal é essencialmente determinada pelas suas propriedades.

Um fogo controlado pode eliminar substancialmente o material lenhoso morto que acompanha a folhada (e.g. Vega et al. 1993a; Vega 2001), mas a variabilidade espacial associada àquele componente exige um esforço de amostragem razoável. Por exemplo, e em pinhal bravo, Rego et al. (1993) recolheram 18 amostras de 0,5 m² por parcela, com erros padrões de 19, 20 e 38% em relação à média, respectivamente para o material lenhoso nas classes <0,6 cm, 0,6-2,5 cm e 2,5-7,5 cm; apenas no que respeita às duas primeiras classes de tamanho se trata de um resultado satisfatório (Brown et al. 1982).

Intensidades de amostragem da magnitude referida no parágrafo anterior não eram coadunáveis com os recursos disponíveis para a execução do trabalho, acrescentando ainda que os métodos de intercepção linear existentes para estimação de combustível lenhoso caído (Van Wagner 1968b; Brown 1971) são pouco eficazes se o combustível não resultar de operações culturais, exploração florestal ou acumulação a longo prazo em florestas naturais. Decidiu-se então não quantificar o combustível lenhoso e não decomposto integrado na folhada, tendo a amostragem sido limitada ao combustível superficial fino — componentes aéreos (folhas, ramos, caules, inflorescências, etc.) da vegetação do sub-bosque, agulhas e outros materiais de origem arbórea³⁴ — e a todo o material em decomposição incluído na folhada inferior, independentemente da sua dimensão e natureza; são estes os componentes do complexo-combustível que um fogo prescrito "selecciona" preferencialmente (Vega 2001). Desta forma, e tendo presente os estudos aprofundados recentemente realizados na Galiza (Vega et al. 2000b; Vega 2001), abdicámos da caracterização e modelação da redução do material lenhoso e do húmus (o horizonte H, situado entre o solo mineral e a folhada inferior) pelo fogo.

IV.2.2.1. Folhada

Para a medição e recolha das amostras de folhada ($n=28$) utilizaram-se unidades de amostragem quadradas com 0,07 m², posicionadas aleatoriamente e definidas por uma estrutura metálica com espigões nos cantos. A folhada exterior ao perímetro do quadrado removeu-se cuidadosamente com uma lâmina de ferro de aresta afiada, a fim de expor o perfil da folhada no interior da unidade de amostragem. Mediram-se as espessuras dos horizontes L e F com uma régua graduada em milímetros ao longo dos quatro lados do quadrado para obter a espessura média de cada camada (Harrington 1986); a identificação do limite de separação entre os horizontes, nem sempre evidente, baseou-se na observação da coloração, compactação e estado das agulhas.

³⁴ De acordo com os resultados de Rego et al. (1993), é razoável assumir que as partículas lenhosas de diâmetro <0,6 cm integradas na folhada não decomposta constituem, em média, cerca de 10% do peso das agulhas.

A colheita e embalagem do combustível de cada horizonte procedeu em separado, efectuando a pré-remoção (finalizada em laboratório) dos materiais lenhoso não decomposto e inorgânico. O peso seco do material recolhido determinou-se mediante uma balança com precisão de 0,01 gramas, após estadia de 48 horas numa estufa de convecção forçada à temperatura de 65 °C.

A massa volúmica, definida como o peso seco por unidade de volume de um estrato de combustível (Rothermel 1972), pode ser utilizada expeditamente para avaliar a carga de combustível — o peso por unidade de área — se este observar uma relação directa de proporcionalidade com a espessura da folhada (e.g. Finney e Martin 1993b; Van Wagendonk et al. 1998). Os valores médios de massa volúmica (\pm erro padrão) foram $\rho_b=18,395\pm 0,509$ kg m⁻³ para o horizonte L e $\rho_b=46,236\pm 2,915$ kg m⁻³ para o horizonte F, significando que cada centímetro de espessura corresponde a 1,8 e 4,6 t ha⁻¹, respectivamente. Os coeficientes de compactação β (Rothermel 1972) correspondentes àquelas massas volúmicas serão de 0,027 e 0,068, ou de 0,033 e 0,084, consoante sejam assumidas para as agulhas as densidades aparentes máximas (680 kg m⁻³, Dupuy 1995), ou mínimas (550 kg m⁻³, Daligault 1991) que constam da literatura.

Tendo constatado a linearidade da relação entre a espessura da folhada de *Pinus pinaster* e a sua quantidade, em concordância com outros estudos (McCormick 1973; Sneeuwjagt 1973; Fernandes et al. 2002a), e sendo a variação nos locais maior do que entre os locais, utilizaram-se as massas volúmicas médias para estimar as quantidades de folhada nas parcelas de queima. Efectuaram-se em cada parcela 10 medições espacialmente aleatórias da espessura dos horizontes da folhada (Harrington 1987a), que evitaram a vizinhança dos troncos dos pinheiros; o cálculo das cargas de combustível resultou da multiplicação das espessuras médias obtidas em cada parcela pelos factores de conversão 1,8 e 4,6.

IV.2.2.2. Vegetação do sub-bosque

A amostragem destrutiva do sub-bosque efectuou-se em áreas de 0,5 m² (1x0,5 m), igualmente definidas por uma estrutura metálica. A unidade de amostragem era posicionada em zonas totalmente revestidas por vegetação, e de molde a respeitar a presença relativa das espécies dominantes num determinado local. Determinou-se a altura média da vegetação no interior de cada unidade, com base em quatro leituras com aproximação ao centímetro da distância entre o limite superior do estrato (ignorando prolongamentos foliares ocasionais) e o topo da folhada. Toda a biomassa aérea delimitada pela projecção vertical dos limites do rectângulo de amostragem foi colhida.

O trabalho laboratorial consistiu em separar o combustível ligeiro e apurar o seu peso seco. As técnicas de modelação de combustíveis (e.g. Burgan e Rothermel 1984) preconizam a quantificação do combustível arbustivo consoante a sua condição morta ou viva, de acordo com os requisitos dos sistemas baseados no modelo de Rothermel (1972).

Este procedimento não foi adoptado, por razões que passamos a expor. O comportamento do fogo em matos do NO da Península Ibérica parece ser indiferente à proporção de combustível morto e vivo (Fernandes et al. 2000a) e à humidade do combustível vivo (Vega et al. 1998; Cruz e Viegas 2001; Fernandes 2001). Acresce que é muito difícil avaliar operacionalmente o contributo da necromassa para a biomassa arbustiva total, dada a dificuldade (ou impossibilidade) de a relacionar com a estatura da vegetação e a extrema subjectividade inerente a uma estimativa visual (Fernandes 1997b); a percentagem de combustível morto é, com algumas limitações, relacionável com a idade da formação arbustiva (Fernandes e Rego 1998b; Fernandes et al. 2000b), mas neste caso a dificuldade (ou incerteza) pode residir na determinação da idade.

Recolheram-se seis amostras por situação distinta de sub-bosque em cada local, excepto no caso do estrato arbustivo do Marão (n=40). As massas volúmicas correspondentes figuram no Quadro IV.4. São evidentes as diferenças existentes entre os arbustos, especialmente as maiores concentrações de biomassa associadas ao *Ulex minor* (dominante no Marão) e ao complexo arbustivo do Alvão2, provável consequência da elevada pressão de pastoreio existente no local. A variação observada na Padrela está de acordo com a maior massa volúmica da *Chamaespartium tridentatum* em relação à *Erica umbellata* (Fernandes e Rego 1998c; Cruz e Viegas 2001), bem como com a rarefacção daquele parâmetro sob copados mais densos (Fernandes 1997b).

Quadro IV.4. Massas volúmicas (média \pm erro padrão, kg m⁻³) utilizadas na estimativa da carga de combustível fino (<6 mm) por componente do sub-bosque em cada local de estudo.

Componente	Locais		
	Marão	Alvão2	Padrela
Arbustos			1,674 \pm 0,219 ^a
	4,809 \pm 0,242	4,636 \pm 0,412	1,855 \pm 0,121 ^b
			2,536 \pm 0,177 ^c
Fetos e herbáceas	1,632 \pm 0,230	-	-
Fetos	-	1,778 \pm 0,545	-

^a 25 anos de acumulação de combustível; ^b 10 anos de acumulação de combustível; ^c 10 anos de acumulação de combustível e baixa densidade arbórea.

A caracterização da estrutura do sub-bosque baseou-se na aplicação do método da linha de intercepção de Canfield (1941), modificado de forma a integrar a altura da vegetação (Rego 1986). Assim, mediram-se horizontal e verticalmente as manchas de sub-bosque interceptadas por um transecto disposto de acordo com uma das diagonais da parcela. As manchas individualizaram-se de acordo com a sua natureza (arbustiva ou não lenhosa), e a medição da altura média de cada mancha obedeceu ao critério adoptado na amostragem destrutiva. Do tratamento destes dados resultou a percentagem de coberto e altura média por tipo de estrato; a altura média foi determinada como a média das alturas das manchas individuais, ponderadas pelos respectivos cobertos.

As cargas de combustível arbustivo e herbáceo, referidas ao hectare, obtiveram-se por aplicação das massas volúmicas do Quadro IV.4 aos volumes ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1}$) resultantes do processo descrito no parágrafo anterior.

O Quadro IV.5 apresenta as estatísticas referentes à estrutura do complexo-combustível nos locais de estudo. As cargas médias por povoamento situaram-se nos intervalos 3-6, 8-18, e 0-9 t ha^{-1} , para a folhada superior, inferior e sub-bosque, respectivamente. A quantidade média de combustível superficial variou de 4 a 12 t ha^{-1} . A aplicação das equações de Fernandes (1997b) ao local da Padrela estima que 22 ou 56% do combustível morto no estrato arbustivo esteja morto, respectivamente para os tempos de acumulação de 10 e 25 anos.

Quadro. IV.5. Caracterização estrutural do complexo-combustível das parcelas de queima por local de estudo: média \pm erro padrão e intervalo de variação.

Variável	Locais				
	Marão	Alvão1	Alvão2	Alvão3	Padrela
Complexo-combustível	2, 3	1	2, 3	1	1, 2
W_L	2,6 \pm 0,1 a (1,8 - 3,5)	5,6 \pm 0,4 b (3,6 - 12,0)	4,4 \pm 0,1 b (4,2 - 4,9)	3,8 \pm 0,5 ab (2,8 - 4,5)	5,0 \pm 0,3 b (3,0 - 11,9)
W_F	11,7 \pm 1,1 ab (5,9 - 25,8)	13,8 \pm 1,4 a (6,0 - 30,1)	8,0 \pm 0,1 b (7,6 - 8,7)	17,8 \pm 4,1 a (10,3 - 24,5)	11,7 \pm 0,7 ab (3,2 - 18,1)
W_{LF}	14,3 \pm 1,0 a (8,6 - 28,4)	19,5 \pm 1,6 b (11,4 - 37,7)	12,4 \pm 0,2 a (11,7 - 13,6)	21,6 \pm 4,0 ab (14,8 - 28,6)	16,8 \pm 0,7 ab (7,7 - 23,1)
H_{nl}	0,23 \pm 0,01 a (0 - 0,3)	-	0,44 \pm 0,02 b (0,4 - 0,5)	-	-
COB_{nl}	74,3 \pm 2,6 a (0 - 100)	0 b	75,0 \pm 3,3 a (60 - 90)	0 b	0 b
H_a	0,42 \pm 0,04 ab (0,1 - 0,6)	-	0,34 \pm 0,06 a (0,1 - 0,5)	-	0,51 \pm 0,02 b (0,2 - 0,7)
COB_a	32,5 \pm 5,4 a (0 - 75)	0 b	30,0 \pm 5,0 a (10 - 50)	0 b	67,9 \pm 4,3 c (0 - 100)
W_{sb}	8,7 \pm 0,6 bc (5,4 - 14,6)	0 a	3,6 \pm 14,1 b (1,8 - 3,5)	0 a	6,4 \pm 0,5 c (0 - 12,3)
W_{sup}	11,3 \pm 0,7 a (7,9 - 18,1)	5,6 \pm 0,4 b (3,6 - 12,0)	11,2 \pm 1,1 a (8,3 - 18,5)	3,8 \pm 0,5 b (2,8 - 4,5)	11,5 \pm 0,5 a (4,4 - 17,0)
W_T	23,0 \pm 1,2 a (15,1 - 37,4)	19,5 \pm 1,6 a (11,4 - 37,7)	19,1 \pm 1,1 a (16,1 - 26,3)	21,6 \pm 4,0 a (14,8 - 28,6)	23,2 \pm 0,9 a (7,7 - 32,6)

Os valores em cada linha seguidos da mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0,05$) de acordo com o teste HSD de Tukey. 1= folhada, 2=folhada-arbustos; 3=folhada-herbáceas/arbustos. W = carga de combustível fino, t ha^{-1} (L = folhada superficial; F = folhada inferior; LF = folhada total; sb = sub-bosque; sup = combustível superficial; T = combustível total); H = altura da vegetação, m (nl = fetos e herbáceas; a = arbustos); COB = coberto da vegetação, %.

Houve diferenças notórias entre locais quanto às características dendrométricas dos povoamentos e estrutura e fisionomia da vegetação dominante sob coberto. Não obstante, estatisticamente individualizam-se apenas dois agrupamentos de locais no que respeita à carga de combustível superficial, que são simplesmente definidos pela ausência (Alvão1, Alvão3) ou presença (Marão, Alvão2, Padrela) de sub-bosque. No que respeita à carga total dos componentes considerados neste estudo — a soma do combustível superficial com a folhada inferior —, a variação foi limitada (19-23 t ha⁻¹) e os locais são estatisticamente indistintos entre si, de acordo com o teste HSD de Tukey ($p < 0,05$) para comparação múltipla de médias.

IV.3. ENSAIOS DE SUSTENTABILIDADE DA PROPAGAÇÃO DO FOGO

Ensaio de inflamabilidade em condições experimentais controladas permitem avaliar a facilidade e rapidez da ignição (e.g. Mutch 1964; Trabaud 1976; Gill et al. 1978; Countryman 1983; Bunting et al. 1983; Mak 1988; Valette 1990), mas são inadequados para estudo da sustentabilidade da propagação do fogo: removendo a fonte de energia responsável pela ignição, a combustão cessará se não produzir energia suficiente para completar o processo de desidratação do combustível, ou se este for excessivamente lento (Pyne et al. 1996).

A sustentabilidade da propagação do fogo foi examinada com base em informação experimental obtida de duas formas, respectivamente em ensaios especificamente concebidos e efectuados para o propósito, e em queimas para estudo do comportamento do fogo, descritas mais adiante. Efectuaram-se 33 testes de propagação de Dezembro de 1998 a Fevereiro de 2000 em momentos intuídos como adversos à propagação do fogo, nomeadamente durante os primeiros dias após a ocorrência de precipitação e no início da manhã ou final da tarde.

Os ensaios limitaram-se a situações de combustível aparentemente homogéneas, sem quebras de continuidade, e na ausência de sub-bosque. Colheu-se em cada parcela de ensaio uma amostra da folhada superficial (horizonte L) com 0,07 m² (0,27x0,27 m), após determinação da sua espessura média, a fim de caracterizar estruturalmente (carga por unidade de área) o vector de propagação do fogo.

Blackmarr (1972) e Latham e Schlieter (1989) verificaram que a energia disponível como fonte de ignição interfere no resultado de um ensaio. Desta forma, a linha de fogo utilizada para qualificar a sustentabilidade da combustão foi estabelecida de forma similar àquela praticada numa queima operacional, isto é, recorrendo a um "pinga-lume" com uma mistura de gasóleo e gasolina na razão 2:1. O comprimento da linha de ignição era de dois metros, que julgámos suficiente para não subestimar o potencial de propagação sustentada do fogo; a radiação que o combustível recebe de um fogo de intensidade reduzida e sob a acção de vento fraco quando a frente de chamas tem uma largura de dois metros constitui

uma aproximação razoável àquela que resultaria de um fogo com uma frente infinitamente larga (Wotton et al. 1999).

Observou-se a progressão do fogo durante algum tempo (até cinco minutos) após a ignição, só então classificando a sua auto-sustentabilidade. Este procedimento pretendeu eliminar o efeito do combustível do pinga-lume e distanciar suficientemente as frentes de propagação dianteira (a favor do vento e declive) e traseira (contra o vento e declive) a fim de minimizar a sua interação. Qualificou-se a propagação das duas frentes como sustentada ou não sustentada; a segunda classe englobou os casos de ignição falhada e de ignição bem sucedida mas que resultou em extinção no decorrer do período de observação.

As medições e observações relativas aos testes incluíram o declive do terreno, os valores médios de velocidade do vento, temperatura e humidade relativa do ar durante o ensaio, e a apreciação qualitativa da nebulosidade. A mensuração dos dados meteorológicos efectuou-se à altura de 1,7 metros com aparelhos portáteis. Uma amostra dos dois centímetros superficiais da folhada foi recolhida e mantida num saco hermeticamente fechado até à sua introdução numa estufa de convecção para secagem à temperatura de 65 °C durante 24 h, a fim de determinar a percentagem de humidade em relação ao peso seco.

A consulta posterior dos registos da estação meteorológica da Quinta de Prados (UTAD, Vila Real) permitiu também considerar o número de dias desde a última precipitação igual ou superior a 0,5 mm, e os componentes do CFFDRS (Van Wagner 1987) que traduzem numericamente o teor de humidade da folhada (FFMC), e o efeito conjunto da humidade da folhada e da velocidade do vento na propagação (ISI) e intensidade (FWI) potenciais do fogo.

IV.4. EXPERIMENTAÇÃO RELATIVA AO COMPORTAMENTO E EFEITOS DO FOGO

A selecção dos dias de queima procurou, no essencial, cobrir o leque de cenários meteorológicas possíveis durante os períodos sem precipitação dos meses do Outono e Inverno, mas não rejeitou situações de Primavera, propícias a fogos de maior intensidade, e como tal úteis para estabelecer limites de uso do fogo. Efectuaram-se assim 94 fogos experimentais em 1999-2001 nos meses de Janeiro, Fevereiro, Março, Abril, Junho, Novembro e Dezembro. Os meses de Inverno (71%) e Outono (19%) concentraram a maioria dos ensaios. No entanto, 51% das queimas decorreram durante a estação de crescimento das árvores, assumida a partir do meio de Fevereiro. O número de ensaios por dia de queima variou de um a quatro.

A distribuição de queimas por complexo-combustível procurou ser equitativa, ainda que dando alguma ênfase à dominância arbustiva, mais relevante do ponto de vista do uso do fogo controlado. O Quadro IV.6 mostra a repartição por local e por complexo-combustível dos fogos realizados. Informação quantitativa adicional referente ao comportamento do fogo foi coligida em quatro dos testes de ignição em folhada.

Quadro IV.6. Distribuição dos fogos experimentais para estudo do comportamento e severidade do fogo por local e tipo de complexo-combustível.

Complexo-combustível	Locais					Total
	Marão	Alvão1	Alvão2	Alvão3	Padrela	
Folhada	-	21	-	3	3	27
Folhada-arbustos	2	-	-	-	36	38
Folhada-ervas/fetos	21	-	8	-	-	29
Total	23	21	8	3	39	94

IV.4.1. DISPOSITIVO OPERACIONAL E CONDUÇÃO DO FOGO

A delimitação e isolamento das parcelas de queima fez-se por faixas estabelecidas com ferramentas manuais e meios mecânicos ligeiros, de largura compreendida entre 0,3 e 1,2 metros, dependendo das características do complexo-combustível. Também se aproveitaram barreiras preexistentes, incluindo áreas queimadas em ensaios anteriores. Um veículo dispoindo de um depósito de 500 litros de água esteve quase sempre presente, sendo utilizado, quando necessário, para reforçar e alargar as linhas de contenção antes do ensaio, resolver os problemas de contenção que ocorreram nalgumas das queimas mais intensas, e proceder a eventuais operações de rescaldo.

A existência de alinhamento entre a direcção do vento e o declive do terreno ou a sua perpendicular foi condição necessária para dar seguimento a um ensaio. De um modo geral, e autorizando um desvio máximo de 20°, foi fácil respeitar aquele requisito, a não ser na Padrela, cuja posição topográfica potencia ventos erráticos em dias de ventos dos quadrantes norte ou oeste. A decisão quanto à execução ou não do ensaio (e quanto à colocação da linha de ignição) baseou-se nas indicações dadas por um sensor da direcção do vento, o qual era observado a espaços regulares na fase de preparação do ensaio.

Ao longo do eixo central da unidade de queima, paralelo à direcção do vento, localizaram-se varões metálicos com 1,5 metros de altura, que constituíram pontos de referência para a medição das características do fogo e definiram secções individuais de observação. O espaçamento entre dois varões sucessivos foi variável, de um a 10 metros.

A Fig. IV.2 ilustra a condução das queimas experimentais. Um operador munido de um "pinga-lume" estabelecia uma linha de ignição paralelamente a um dos lados da parcela, nunca igualando a respectiva largura, por forma a não constranger o desenvolvimento do fogo (Cheney e Gould 1995b). Os fogos experimentais seguiram um de dois padrões de ignição, i) uma linha de ignição no terço inferior da parcela, que avançou com e contra o vento (e/ou o declive), ou ii) uma linha de ignição no topo da unidade de queima, deslocando-se contra o vento e o declive, seguida de uma linha de ignição na extremidade oposta da parcela, que avançou a favor do vento e do declive.

A modalidade de ignição ii) oferece garantias adicionais de segurança, tendo sido privilegiada nas situações mais ventosas e declivosas, particularmente quando associadas a baixa humidade do combustível. Note-se que este tipo de ignição acelera a deslocação da frente "a favor" quando a sua junção com a frente "contra" está próxima (McRae 1996b; Tolhurst e Cheney 1999).

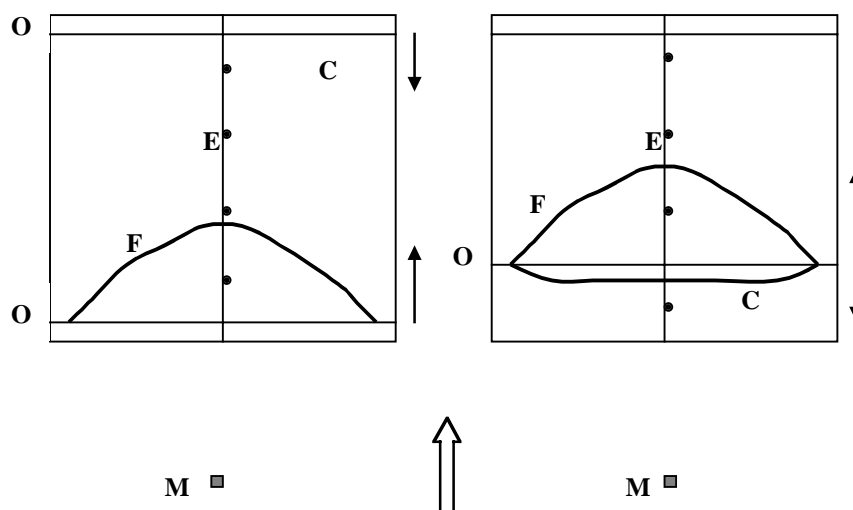


Fig. IV.2. Esquema ilustrativo da condução dos fogos experimentais. O – origem da ignição; C – frente de propagação contra o vento; F – frente de propagação a favor do vento; E – eixo da parcela; M – pontos de medição da velocidade do vento. As setas indicam os sentidos da progressão do fogo. A seta mais volumosa indica a direcção do vento.

A dimensão da equipa envolvida nos ensaios experimentais foi variável, incluindo usualmente dois observadores das condições meteorológicas e do comportamento do fogo, e duas pessoas encarregues da ignição, vigilância e contenção do fogo.

IV.4.2. METEOROLOGIA E HUMIDADE DO COMBUSTÍVEL

Os dados de uma estação meteorológica permanente, situada em terreno aberto na Quinta de Prados (UTAD, Vila Real), permitiram caracterizar a evolução do estado do tempo durante o período de experimentação (Fig. IV.3). Os seus registos diários de temperatura e humidade relativa do ar, velocidade do vento e precipitação mantiveram ao longo do período de estudo o cálculo dos índices canadianos de humidade do combustível e de comportamento do fogo (Van Wagner 1987), efectuado com o programa FBP97 (Remsoft Inc. 1997), para exploração do seu potencial de aplicação ao planeamento regional do fogo prescrito. Visando o mesmo objectivo, determinou-se também o índice de secura de Keetch e Byram (1968), com uma aplicação desenvolvida pelo Florida Division of

Forestry³⁵. A maior distância entre a estação meteorológica e os locais de experimentação foi de 40 km.

O índice de perigo FWI nunca excedeu o valor médio de 20 durante as semanas com fogos experimentais (Fig. IV.3), variando de nulo a moderado, e em meses que concentram apenas nove por cento do número anual médio de incêndios no distrito de Vila Real (Viegas 1999b).

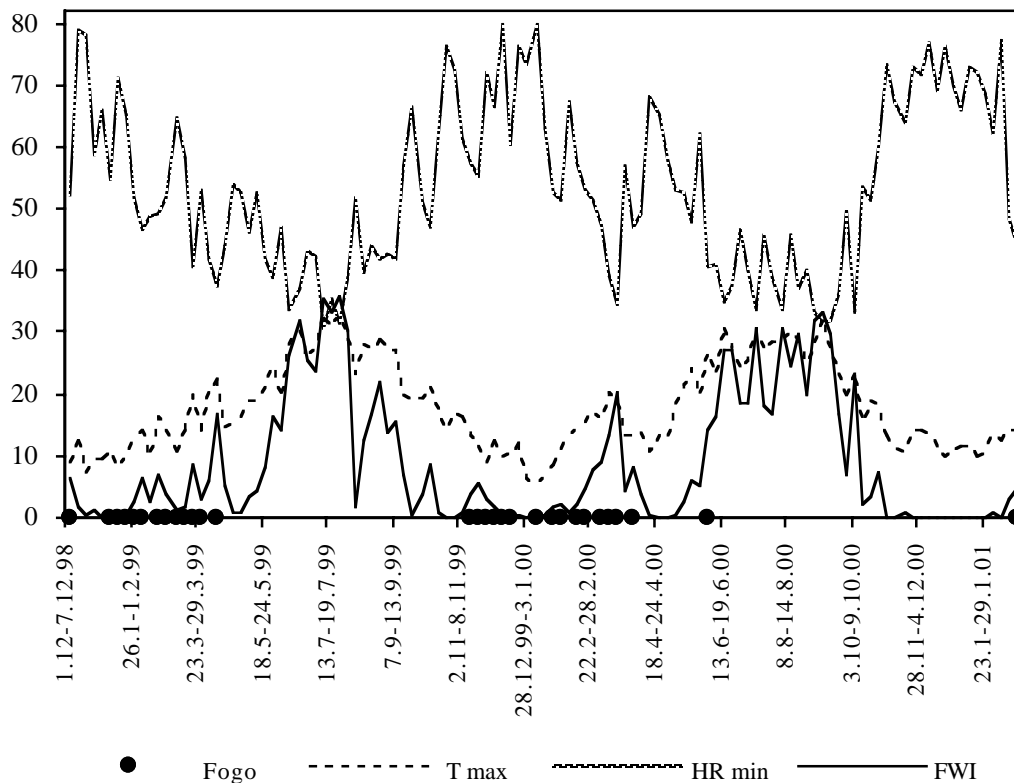


Fig. IV.3. Médias semanais em Vila Real (Quinta de Prados, UTAD) da temperatura máxima, humidade relativa mínima e índice de perigo de incêndio (FWI) durante o período de estudo. Os círculos assinalam as semanas com queimas experimentais.

Os parâmetros meteorológicos qualitativos e quantitativos respeitantes aos fogos experimentais foram idênticos àqueles medidos nos ensaios da propagação sustentada. As observações meteorológicas tomaram-se dentro do povoamento a 1,7 metros acima do solo, em concordância com a altura de uso de sensores manuais em situações operacionais (e.g. Marsden-Smedley et al. 2001). Os instrumentos de medição — um anemómetro com sensibilidade de $0,1 \text{ km h}^{-1}$ e um termohidrómetro digital — eram posicionados a barlavento da parcela de queima e à distância aproximada de 10 metros (Fig. IV.2). A medição da temperatura ambiente e humidade relativa do ar ocorria imediatamente antes da ignição. O anemómetro registou continuamente a velocidade do vento, havendo leituras das

³⁵ Kbd.exe, obtida em <http://www.flame.fl—dof.com>.

velocidades média e máxima condizentes com cada período de propagação do fogo, ou seja, correspondentes ao percurso da distância entre dois varões consecutivos.

A natureza turbulenta e imprevisível do vento complica sobremaneira o estudo do seu efeito no comportamento do fogo, independentemente da escala ou resolução de medição (Sullivan e Knight 2001); paradoxalmente, a medição da velocidade do vento na proximidade de um fogo não está isenta da sua influência (e.g. Cheney e Gould 1995*b*), e a mensuração a maiores distâncias dificilmente reflectirá o campo de ventos que age sobre o fogo (e.g. Cheney et al. 1993; Marsden-Smedley e Catchpole 1995*a*). Assumimos que em fogos tão pequenos quanto aqueles efectuados neste estudo é possível manter uma distância de colheita de dados em relação ao fogo que, simultaneamente, coloque o anemómetro a salvo da turbulência do fogo e descreva adequadamente as flutuações no vento que afecta a frente de chamas.

Imediatamente antes da ignição procedeu-se à recolha aleatória de amostras para avaliação da humidade do combustível, no exterior da parcela de queima mas em iguais circunstâncias de coberto arbóreo e sub-arbóreo; a duração de cada queima foi suficientemente curta (menos de meia hora) para dispensar a recolha de amostras no final do ensaio. Cada uma das amostras era constituída por material com origem espacial diversa (compensando o relativamente reduzido número de amostras colhidas), a fim de assegurar o máximo de representatividade, especialmente no que respeita às condições de ensombramento e exposição à radiação solar e ao vento.

Colheram-se três amostras compósitas (agulhas, folhas, caules, ramos) de combustível superficial fino ($\varnothing < 0,6$ cm) e morto, pesando aproximadamente 50 g, e procurando reflectir os contributos relativos para o complexo-combustível dos estratos de folhada, herbáceo e arbustivo (incluindo agulhas suspensas); a amostragem da folhada restringiu-se aos dois centímetros superficiais. Colhiam-se duas amostras adicionais quando um gradiente vertical de humidade era evidente, compostas respectivamente pelo combustível aéreo elevado e mais exposto, e por elementos da folhada superficial e da porção inferior da copa arbustiva morta. As humidades da folhada inferior (horizonte F), do húmus e do combustível vivo mais fino ($\varnothing < 0,3$ cm) foram quantificadas mediante a recolha de uma amostra individual.

O conteúdo em humidade do combustível exprimiu-se em percentagem do peso seco e foi obtido por secagem a 65° C. O tempo de permanência em estufa foi de 24 h, para as amostras de combustível superficial morto, e de 48 h, para as restantes categorias. O valor médio das três amostras de combustível superficial morto foi utilizado em todas as análises posteriores.

IV.4.3. DESCRIÇÃO DO COMPORTAMENTO DO FOGO

A quantificação do comportamento do fogo, que individualizou as frentes de progressão dianteira e traseira, isto é a favor e contra o vento, baseou-se em estimativas visuais conducentes à determinação da velocidade de avanço e dimensões da chama. Tomando como referência o eixo central da parcela, um observador experimentado

acompanhou a deslocação da frente de propagação no exterior da unidade de queima, à mais curta distância permitida pelo calor do fogo.

A duração do percurso do fogo entre duas hastes metálicas consecutivas foi cronometrada, registando o momento do contacto da orla basal da chama com o varão, para cálculo posterior (distância/tempo) das velocidades parciais e total (média por fogo) de propagação linear do fogo.

A descrição das características geométricas da frente de chamas seguiu os padrões consagrados na literatura (e.g. Rothermel e Deeming 1980; Cheney 1981; Alexander 1982). As dimensões altura e comprimento da chama são entendidas como as distâncias do topo da chama ao nível do solo, respectivamente por leitura vertical, e referida ao ponto médio da zona de combustão activa (isto é, com chama contínua). A inclinação da chama é dada pelo ângulo entre a vertical e o eixo que define o seu comprimento.

As hastes metálicas constituíram os pontos de referência para estimar valores médios de altura e ângulo da chama para cada uma das secções de observação; em fogos mais intensos recorreu-se igualmente à base da copa das árvores e a registos fotográficos. As estimativas da altura da chama efectuaram-se em intervalos de cinco centímetros (chamas até meio metro), 0,1 m (chamas com 0,6-2 m), 0,2 m (chamas no intervalo 2-3 m), e 0,5 m para chamas de dimensão superior a três metros. O ângulo de inclinação da chama foi atribuído em classes de 5°, com 0° para as chamas verticais, fazendo-se a leitura em relação a uma transparência contendo os eixos correspondentes a cada ângulo e que era alinhada visualmente com o varão.

O comprimento da chama L derivou-se trigonometricamente pela equação de Finney e Martin (1992), modificada de forma a integrar o ângulo de inclinação da chama (α) e não o ângulo da chama com a horizontal:

$$L = \frac{h_F [\text{sen}(90 - DECL)]}{\text{sen}(90 - \alpha - DECL)} \quad (4.1)$$

sendo h_F a altura da chama e $DECL$ o declive do terreno (°).

O cálculo da intensidade frontal de Byram (1959a) resultou do produto entre a velocidade de propagação, o calor de combustão, e o consumo de combustível (ver secção seguinte), assumindo que todo e apenas o combustível fino superficial ardeu de facto na zona de combustão com chama. As estimativas da intensidade da frente por secção de observação de um determinado fogo foram somente função das velocidades de progressão parciais.

Vega et al. (2000c) indica para a Galiza os valores respectivos de 20500 e 19100 kJ kg⁻¹ para o poder calorífico inferior das agulhas de *Pinus pinaster* e para o *Ulex*, os quais assumimos; aos restantes arbustos e ao feto e herbáceas atribuíram-se as cifras respectivas de 21200 e 17200 kJ kg⁻¹ (Elvira e Hernando 1989). Os calores de combustão individuais são os poderes caloríficos anteriores diminuídos em 24 kJ kg⁻¹ por cada unidade percentual

de humidade (Alexander 1982); a ponderação destes valores pelas quantidades reduzidas pelo fogo permitiu estimar um calor de combustão médio por queima.

A propagação das frentes de progressão a favor e contra o vento foi classificada como marginal ou não marginal. A primeira qualificação era atribuída caso se verificassem quebras na frente do fogo, resultantes da sua extinção localizada.

IV.4.4. AVALIAÇÃO DO CONSUMO DE COMBUSTÍVEL

A quantificação do consumo de combustível compreendeu três procedimentos distintos, respectivamente a medição da profundidade de queima, a amostragem destrutiva da manta morta e biomassa arbustiva residuais, e a medição do diâmetro terminal dos ramos e caules arbustivos remanescentes.

Qualquer um dos métodos utilizados para avaliar o consumo de combustível evitou a zona limítrofe das parcelas de queima, frequentemente afectada na sua estrutura e humidade pelas operações associadas à materialização da parcela e contenção do fogo. Eventuais manchas não percorridas pelo fogo foram igualmente ignoradas pela amostragem.

A avaliação da profundidade de queima recorreu à instalação (previamente ao fogo) de pregos na manta morta, com 20 cm de comprimento e dispostos regularmente ao longo do eixo da parcela. Os pregos eram pressionados verticalmente até obter coincidência entre a sua extremidade superior e a superfície da folhada, tendo o cuidado de não a soltar ou compactar (McRae et al. 1979). Havendo sobreposição entre a folhada e o sub-bosque no ponto de inserção do prego, era aquela entendida em sentido lato como o combustível morto (proveniente quer do estrato arbóreo quer da vegetação arbustiva ou não lenhosa) com orientação horizontal predominante. O número de pregos por queima situou-se usualmente entre 10 e 20, havendo correspondência subjectiva entre intensidades de amostragem mais elevadas e a presença de combustíveis mais heterogéneos e mais húmidos.

Imediatamente após o término da combustão, mediu-se com uma régua e com aproximação ao milímetro a distância entre o topo de cada prego e a manta morta residual, ou seja a espessura de manta morta removida pelo fogo; havendo obliquidade do plano da manta morta em relação ao prego era adoptada a média de duas leituras, mínima e máxima. A média dos valores observados por parcela (excluindo os pregos instalados em manchas não percorridas pelo fogo) veio a constituir a profundidade de queima.

A amostragem pós-fogo da manta morta residual efectuou-se no interior de áreas com 0,07 m², seleccionadas aleatoriamente no terreno. O número de amostras variou de três a seis, em função da percepção acerca da heterogeneidade estrutural existente antes e depois do fogo. A colheita abarcou todo o material orgânico não pertencente ao horizonte do húmus, separando no campo a folhada superficial (quando existente) da folhada em decomposição. Posteriormente, e antes da secagem para obtenção do peso seco, efectuou-se uma triagem laboratorial das amostras, para remoção do material lenhoso sem indícios de decomposição avançada, pinhas e matéria inorgânica.

A amostragem destrutiva para avaliar o consumo do estrato arbustivo efectuou-se somente em pouco mais de metade das parcelas onde era dominante. Uma unidade de amostragem com 1 m² (1x1 m) era disposta no terreno em situação julgada simultaneamente representativa da estrutura do sub-bosque (e correspondente à altura e coberto médios antes do fogo) e da redução gerada pelo fogo. Seguiu-se o corte da biomassa arbustiva aérea enquadrada pelos limites da unidade de amostragem, e o subsequente processamento laboratorial de acordo com procedimentos já descritos.

A medição pós-fogo do diâmetro terminal dos ramos e caules arbustivos é útil para descrever a severidade do fogo e permite estimativas do respectivo consumo (Gill e Moore 1994; Fernandes et al. 2000a), sendo a variável utilizada em Portugal para avaliar a redução arbustiva em queimas operacionais (Rigolot e Gaulier 2000). A inspecção geral da parcela permitiu formar uma imagem mental do diâmetro terminal médio dos ramos (ou caules, nas queimas de maior severidade) remanescentes; a quantificação fez-se por medição com uma craveira (com aproximação milimétrica) do diâmetro de alguns dos ramos correspondentes àquela percepção. À folhagem chamuscada e parcialmente consumida atribuiu-se o valor de um milímetro.

IV.4.5. DESCRIÇÃO DOS IMPACTES DO FOGO NAS ÁRVORES

Evidências observacionais (Botelho 1996) e teóricas (Peterson e Ryan 1986) indicam que o tecido cambial do tronco do *Pinus pinaster* é indemne ao regime térmico gerado por um fogo de intensidade reduzida ou moderada, a não ser em indivíduos bastante jovens com ritidoma incipiente, ou em árvores expostas a fogos severos ao nível sub-superficial (e que, adicionalmente, induzirão lesão ou stresse no sistema radicular). A prática do fogo prescrito não contempla estas excepções, pelo que a avaliação do impacte do fogo nas árvores é redutível ao dano observado na copa.

O trabalho de campo relacionado com a severidade das queimas no estrato arbóreo envolveu medições efectuadas em três momentos distintos, e consonantes com a revelação plena dos efeitos em causa. Assim, a altura de tronco enegrecido foi medida imediatamente após o ensaio, a altura de copa dessecada avaliou-se duas a quatro semanas mais tarde, e contabilizaram-se as árvores mortas um e dois anos depois. As medições excluíram os indivíduos com *DAP* não mensurável ou inferior a 2 cm ou mortos antes do fogo, e as árvores situadas na bordadura das parcelas, por apenas terem sido expostas parcialmente ao fogo, por não terem sido sujeitas a um fogo da mesma intensidade, ou por poderem ter sido afectadas pelo fogo conduzido numa parcela adjacente.

A altura do tronco enegrecido pode variar pronunciadamente ao longo do seu perímetro. Procedeu-se à medição das alturas máxima e mínima — que ocorrem respectivamente nas faces abrigada (sotavento) e exposta (barlavento) do tronco (e.g. Gutsell e Johnson 1996) — de chamuscamento em cada árvore, com uma fita métrica ou uma vara graduada em centímetros; o registo efectuou-se em múltiplos de cinco centímetros, uma vez que os limites da casca enegrecida se apresentam frequentemente

esbatidos. Por chamuscamento do tronco entendemos todos os graus de descoloração e alteração da casca, incluindo o enegrecimento superficial, a carbonização e a combustão (Loomis 1973).

Calculou-se para cada árvore uma altura de tronco chamuscado resultante da média dos dois valores medidos, a qual se exprimiu proporcionalmente ao comprimento do fuste:

$$RTs = \frac{T_s}{Ht} \quad (4.2)$$

sendo RTs a altura média relativa de tronco chamuscado, T_s a altura média de tronco chamuscado, e Ht a altura da árvore.

Um hipsómetro digital Forestor Vertex foi utilizado em todas as medições referentes ao impacte no copado. Mediram-se com aproximação decimétrica as distâncias do solo à base da copa, limite superior da copa dessecada (definido pela mudança de coloração das agulhas) e topo da árvore. Quando a separação entre a copa saudável e a copa afectada pelo fogo seguia uma diagonal em relação ao eixo vertical liam-se as alturas limite mínima e máxima de copa dessecada, assumindo posteriormente a sua média como valor descritivo para a árvore em causa. As alturas de copa dessecada h_s e as dimensões das árvores permitiram derivar indicadores da gravidade relativa do dano foliar:

$$Rh_s = \frac{h_s}{Ht} \quad (4.3)$$

$$RCs = \frac{h_s - Hc}{C_L} = \frac{h_s - Hc}{Ht - Hc} \quad (4.4)$$

sendo Rh_s a altura relativa de dessecação foliar, RCs a razão de copa dessecada, C_L o comprimento da copa e Hc a distância da base da copa viva ao solo. Rh_s e RCs variam portanto no intervalo 0-1, da ausência de dano à morte foliar total.

As árvores mortas em cada parcela foram contadas e medidas em DAP e altura.

IV.5. ANÁLISE DOS DADOS E MODELAÇÃO

A análise da sustentabilidade da propagação do fogo incidiu sobre uma base de dados constituída por informação proveniente quer dos ensaios de sustentabilidade propriamente ditos, quer das queimas experimentais em que se quantificou o comportamento do fogo, enquanto que a análise da marginalidade da propagação do fogo se baseou somente em informação proveniente das segundas.

A colecta dos dados descritivos do comportamento do fogo em cada unidade de queima contemplou usualmente várias secções de observação, tal como referido anteriormente. Seriam de esperar benefícios — essencialmente ao relacionar as velocidades do vento e do fogo — da utilização desta multiplicidade de períodos de observação. Na fase de análise exploratória dos dados constatámos ser preferível recorrer a valores médios por

parcela, provavelmente porque a resposta do fogo ao vento não é instantânea (e.g. Sneeuwjagt e Frandsen 1977) e porque os erros de medição da velocidade do vento aumentam para tempos de observação mais curtos (Sullivan e Knight 2001). Adicionalmente, observações colhidas num mesmo fogo podem não ser independentes, violando assim um dos pressupostos da análise de regressão.

Os valores médios para a velocidade do vento e para o comportamento das frentes de progressão contra e a favor do vento resultaram da integração das observações ou cálculos parciais, ponderados pelos comprimentos das respectivas secções de observação. O desenvolvimento das relações funcionais relativas ao comportamento do fogo excluiu os períodos de observação com mudanças de direcção do vento.

O estudo do impacte do fogo nas árvores carecia de valores médios de velocidade do vento e comportamento do fogo representativos de toda parcela, o que obrigou a ponderar a deslocação do fogo contra e com o vento, efectuando-a proporcionalmente às respectivas distâncias. A altura máxima observável de copa dessecada é fisicamente estrangida pela estatura da vegetação, pelo que as árvores não dominantes totalmente crestadas (que subestimam a altura potencial de morte foliar) não contribuíram para o cálculo do valor médio por parcela no âmbito da modelação da altura de dessecação da copa; da mesma forma, excluíram-se da análise os fogos com árvores dominantes totalmente dessecadas. Pelo contrário, a descrição e análise da severidade do fogo no estrato arbóreo baseou-se no seu impacte global, tomado como a média dos efeitos em todas as árvores individuais.

O processo de modelação assentou em técnicas estatísticas de uso corrente nos estudos empíricos contemporâneos do comportamento do fogo (e.g. Cheney et al. 1993; Burrows 1999b; Marsden-Smedley et al. 2001). A análise exploratória dos dados procurou identificar os regressores com capacidade de explicação da variação observada nas variáveis dependentes, valendo-se de matrizes de correlação e de gráficos de dispersão das variáveis dependentes *versus* as variáveis independentes.

A estimação de parâmetros para os modelos descritivos ou preditivos efectuou-se por análise de regressão linear ou não-linear, ajustando as funções pelo método dos mínimos quadrados. O desenvolvimento das relações funcionais foi suportado ou guiado por considerações físicas ou biológicas sempre que possível, e utilizaram-se procedimentos passo-a-passo, de diagnóstico de multicolinearidade e de análise de resíduos, a fim de obter a melhor especificação e formulação funcional possíveis. No que respeita à análise de resíduos examinou-se graficamente a sua independência em relação aos valores estimados, a constância da variância, a ausência de padrões em relação às variáveis independentes, e a normalidade da distribuição (Johnson e Wichern 1982).

A avaliação da qualidade do ajustamento baseou-se na significância do modelo e no coeficiente de determinação R^2 , a proporção explicada da variação total em torno da média da variável dependente. Importa notar que não é correcto comparar coeficientes de determinação de modelos lineares e de modelos lineares sem intercepto (os quais são artificialmente elevados), e o mesmo se aplica à comparação entre regressões lineares e não lineares (Myers 1990).

Os procedimentos estatísticos adoptados na avaliação e comparação entre modelos alternativos basearam-se essencialmente nas recomendações de Mayer e Butler (1993). Adoptaram-se as seguintes estatísticas para avaliar a capacidade preditiva dos modelos:

$$MAE = \frac{\sum |y_i - \hat{y}_i|}{n} \quad (4.5)$$

$$MA\%E = \frac{\sum \left(\frac{|y_i - \hat{y}_i|}{|y_i|} \right)}{n} \times 100 \quad (4.6)$$

sendo y_i as observações, \hat{y}_i as estimativas, n o número de pares de valores observados e estimados, MAE a média absoluta do erro ou resíduo, e MA%E a média percentual absoluta do erro, cujo desvio padrão é interpretável como uma medida da precisão do modelo. A equação 4.6 é indefinida quando o valor observado é nulo, além de que MA%E tende para infinito quando y_i tende para zero; nestas situações utilizámos antes como medida relativa do desvio a razão entre a estatística MAE e a média dos valores observados.

Para os modelos produzidos por regressão logística, cujo *output* é binário, as conclusões respeitantes à qualidade do respectivo desempenho assentaram fundamentalmente na análise da concordância entre as observações e as predições, combinada com a aplicação de conceitos da teoria da detecção do sinal (Pearce e Ferrier 2000).

De acordo com a conceptualização e terminologia de Rykiel (1996), os testes e estatísticas até agora referidos são do domínio da validação estatística, usualmente referida como verificação. A validação preditiva consiste na aplicação do modelo a um conjunto de dados independentes (portanto não utilizados no seu desenvolvimento), obtidos ou não no decurso do mesmo processo experimental, para avaliar até que ponto o modelo emula o comportamento do sistema em questão.

Neste estudo, e não sendo exequível a partição das queimas experimentais para fins distintos de ajustamento e validação dos modelos, valemo-nos de dados de proveniência diversa, mas sempre respeitantes a fogos experimentais conduzidos em povoamentos de *Pinus pinaster* no Norte e Centro de Portugal (Rego et al. 1993; Botelho et al. 1994, 1998a; Botelho 1996; Cruz e Viegas 2001; dados não publicados, em ficheiro no DF-UTAD) ou França (Rigolot 2000). Não se utilizaram dados referentes a queimas conduzidas por linhas de ignição simultâneas ou sucessivas a favor do vento.

Adicionalmente, compilámos informação que não veio a contribuir para a validação preditiva por motivos óbvios, mas que ainda assim se nos afigurou válida para comparação gráfica ou numérica com as estimativas dos modelos:

- fogos controlados em pinhal bravo cuja documentação considerámos respeitar padrões de observação aceitáveis (Baião 1993; dados cedidos pelas Direcções Regionais de Agricultura de Entre Douro e Minho e Beira Litoral);

- fogos experimentais intensos, em *P. pinaster* e na Austrália (Burrows et al. 1988b);
- incêndios bem documentados, também em *P. pinaster* e na Austrália (McArthur et al. 1966; Smith 1992; Burrows et al. 2000);
- fogos experimentais em espécies similares (*Pinus nigra*, Fernandes 2001, e dados não publicados, em ficheiro no DF-UTAD; *P. radiata*, Burrows et al. 1988a; *P. resinosa*, Van Wagner 1968a).

A eficiência de modelação (EF) constituiu o critério principal para validação preditiva. Trata-se de uma estatística que relaciona directamente as predições do modelo e os valores observados, sendo calculada da mesma forma que o coeficiente de determinação, mas com as somas de quadrados referidas aos dados de validação (Mayer e Butler 1993):

$$EF = 1 - \frac{\sum (y_i - \hat{y}_i)^2}{\sum (y_i - \bar{y}_i)^2} \quad (4.7)$$

sendo \bar{y}_i a média das observações. A EF varia teoricamente entre $-\infty$ e um, e segundo Mayer e Butler (1993), é a indicadora preferencial da qualidade global do ajustamento: o uso de modelos com valores negativos é de evitar, enquanto que $EF=1$ indica um desempenho perfeito. Complementarmente, ajustaram-se regressões lineares da forma $O(\text{observações})=a+bE$ (estimativas), aplicando um teste de F simultâneo para testar se $a=0$ e $b=1$; em caso de rejeição da hipótese nula concluíam-se estar na presença de um modelo gerador de predições enviesadas.

A verificação do desempenho dos modelos, na fase da validação estatística como na fase da validação preditiva, socorreu-se também do exame de gráficos contendo as observações *versus* as estimativas, para apreciação directa da dispersão e enviesamento em relação à linha de ajustamento perfeito $y=x$ ($O=E$). Importa finalmente referir que a selecção final entre modelos com propriedades de ajustamento similares foi ditada por critérios de ordem prática, nomeadamente o número de variáveis independentes nos modelos e os graus de dificuldade e exactidão associados à sua determinação.

Na análise global da severidade do fogo empregámos técnicas de estatística multivariada (Johnson e Wichern 1982), respectivamente a análise de percursos (*path analysis*) para quantificar o peso relativo das variáveis independentes como determinantes da severidade da queima, e a análise de grupos (*cluster analysis*) para definir classes de severidade do fogo.

A implementação das análises estatísticas efectuou-se através das aplicações informáticas JMP 4.0.2. (SAS Institute Inc. 2000) e SPSS 9.0.0 (SPSS Inc. 1999; Pestana e Gageiro 2000). Informações adicionais quanto aos métodos de análise estatística utilizados serão oportunamente referidas nos Capítulos V e VI. A significância estatística refere-se sempre ao nível de 5% ($p < 0,05$).

V. COMPORTAMENTO DO FOGO DE INTENSIDADE REDUZIDA A MODERADA: MODELOS PARA PINHAL BRAVO

V.1. SUSTENTABILIDADE E MARGINALIDADE DA PROPAGAÇÃO DO FOGO

V.1.1. ANÁLISE ESTATÍSTICA

Muitos problemas de gestão enquadrados pela incerteza exigem a opção por uma de duas respostas possíveis. Se a informação para ajuda à tomada de decisão se apresentar como uma probabilidade, permite ponderar os riscos e alternativas inerentes à decisão. É possível abordar a probabilidade de ocorrência de um determinado evento — neste caso a propagação do fogo, e a propagação do fogo num estado não marginal — através do modelo logístico.

A regressão logística (Walker e Duncan 1967) é adequada para descrever a relação funcional entre uma variável dependente binária e variáveis independentes de distribuição discreta ou contínua, não requerendo a verificação do pressuposto da normalidade multivariada (Trexler e Travis 1993). A formulação simplificada da função logística é dada por:

$$P = \frac{1}{1 + \exp \left[- (b_0 + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_kx_k) \right]} \quad (5.1)$$

sendo P a probabilidade de ocorrência do evento, uma estimativa contínua e não-linear no intervalo]0,1[, b_0 a b_k os coeficientes de regressão estimados pelo método da máxima verossimilhança, e x_1 a x_k as variáveis independentes. A variável dependente assumiu os valores um ou zero, correspondentes à propagação ou à extinção do fogo, e, nos casos em que o fogo se propagou, à continuidade (fogo não marginal) ou interrupção (fogo marginal) da frente de chamas.

Comparações entre as médias de cada variável independente contínua permitiram identificar as variáveis distintas entre cada par de eventos opostos. Utilizou-se para tal o teste t de Student ou a sua variante para situações em que há desigualdade de variâncias, o que se averiguou com o teste de Levene, e, porque a normalidade da distribuição de algumas variáveis era incerta, também com o teste não-paramétrico de Wilcoxon-Mann-Whitney (Steel e Torrie 1985). O desenvolvimento dos modelos compreendeu o confronto individual das variáveis independentes com as variáveis dependentes para avaliar a importância relativa dos respectivos efeitos, e a selecção por análise discriminante e regressão passo-a-passo do conjunto de variáveis a incluir nos modelos. Incluíram-se algumas variáveis discretas entre as variáveis independentes candidatas: nebulosidade, sentido da propagação do fogo e tipo de complexo-combustível.

A análise dos modelos recorreu a testes e a estatísticas para a regressão logística baseados na distribuição do χ^2 (Pregibon 1981; Lipsitz et al. 1996). O χ^2 do modelo, G_M ou qualidade de ajustamento testa a significância global do modelo, medindo a melhoria de ajustamento introduzida pelas variáveis independentes. O efeito de cada variável independente na presença das restantes variáveis do modelo, analisado pela significância dos respectivos coeficientes, efectuou-se através da estatística de Wald e do mais robusto teste da razão de verosimilhança (LR). O teste da qualidade de ajustamento de Hosmer e Lemeshow (H-L) utilizou-se para averiguar a significância das diferença entre os valores observados da variável dependente e aqueles estimados pelo modelo (Loftsgaarden e Andrews 1992; Lipsitz et al. 1996). Examinaram-se os sinais dos coeficientes estimados para verificar a sua concordância com as expectativas teóricas baseadas no conhecimento prévio do problema.

A análise da concordância entre as observações e as predições a partir de uma tabela de classificação 2x2 permitiu o cálculo de cinco índices que descrevem o desempenho preditivo dos modelos (Saveland e Neuenschwander 1990; Pearce e Ferrier 2000):

- êxito ou sensibilidade, a razão entre o número de casos positivos preditos correctamente e o total de casos positivos;
- rejeição correcta ou especificidade, a razão entre o número de casos negativos preditos correctamente e o total de casos negativos;
- falha ou fracção positiva falsa, a razão entre o número de predições positivas falsas e o total de casos negativos;
- falso alarme ou fracção negativa falsa, a razão entre o número de predições negativas falsas e o total de casos positivos;
- exactidão, a concordância global entre as predições e as observações.

A análise de concordância é, todavia, um indicador sofrível da capacidade preditiva relativa de modelos logísticos similares, porque depende do critério de decisão seleccionado, isto é, do valor estimado de probabilidade (usualmente $P=0,5$) a partir do qual se assume a ocorrência do evento em questão. Uma avaliação mais objectiva é possível por análise da curva ROC (*Receiver Operating Characteristics*), uma técnica derivada da teoria da detecção do sinal que permite testar a qualidade de sistemas de diagnóstico (Wilson 1987; Saveland e Neuenschwander 1990; Pearce e Ferrier 2000). A curva ROC permite um exame gráfico do compromisso entre os dois tipos de erro (falha e falsos alarme) em função do limiar de decisão; a área sob a curva ROC (estatística c) gerada por um modelo é independente de qualquer critério arbitrário de decisão e mede o poder de discriminação do modelo quando aplicado a dados independentes relativamente a outros modelos.

V.1.2. CLASSIFICAÇÃO DO SUCESSO DA IGNIÇÃO: PROPAGAÇÃO OU EXTINÇÃO DO FOGO

O Quadro V.1 indica, para os dois resultados possíveis de um ensaio, propagação ou extinção do fogo, as médias das variáveis contínuas medidas ou estimadas. Ambos os testes de comparação de médias (paramétrico e não-paramétrico) indicam que todos os pares de

valores são estatisticamente diferentes entre si, à exceção da carga de folhada superficial, o que é sugestivo do potencial de discriminação associado à informação disponível. O Quadro V.2 confirma esta primeira impressão: exceptuando a nebulosidade, todas as variáveis exercem um efeito significativo sobre a possibilidade do fogo se propagar, com destaque ($p=0,0001$) para a humidade do combustível morto e fino, os parâmetros meteorológicos, o tipo de complexo-combustível e a sua carga.

Quadro V.1. Médias das variáveis independentes contínuas associadas aos ensaios em que o fogo se propagou (1, $n=208$) e àqueles em que se extinguiu (0, $n=57$). Os pares de valores sublinhados são significativamente diferentes entre si ($p<0,05$).

Variável	0	1	Variável	0	1
<i>DECL</i>	<u>3</u>	<u>7</u>	<i>W_L</i>	4,0	4,5
<i>U</i>	<u>2,2</u>	<u>3,7</u>	<i>W_{nl}</i>	<u>0,5</u>	<u>1,1</u>
<i>T</i>	<u>7,3</u>	<u>11,1</u>	<i>COBsb</i>	<u>29,1</u>	<u>55,2</u>
<i>HR</i>	<u>67,5</u>	<u>54,0</u>	<i>W_a</i>	<u>2,2</u>	<u>3,7</u>
<i>M</i>	<u>38,5</u>	<u>21,5</u>	<i>W_{sb}</i>	<u>2,7</u>	<u>4,8</u>
<i>Pr</i>	<u>7</u>	<u>11</u>	<i>W_{sup}</i>	<u>6,7</u>	<u>9,3</u>
<i>FFMC</i>	<u>79,9</u>	<u>85,8</u>	<i>a:L</i>	<u>0,5</u>	<u>0,9</u>
<i>ISI</i>	<u>1,9</u>	<u>3,8</u>	<i>nl:L</i>	<u>0,2</u>	<u>0,4</u>
<i>FWI</i>	<u>2,5</u>	<u>6,2</u>	<i>sb:L</i>	<u>0,7</u>	<u>1,4</u>

DECL = declive, %; *U* = velocidade média do vento à superfície, km h^{-1} ; *T* = temperatura do ar, $^{\circ}\text{C}$; *HR* = humidade relativa do ar, %; *M* = humidade do combustível superficial morto e fino, %; *Pr* = n° de dias desde a última precipitação; *W* = carga de combustível, t ha^{-1} (L = folhada superficial; nl = fetos e herbáceas; a = arbustos; sb = sub-bosque; sup = combustível superficial; a:L = razão entre as cargas de arbustos e de folhada superficial; nl:L = razão entre as cargas de fetos/herbáceas e de folhada superficial; sb:L = razão entre as cargas de sub-bosque e de folhada superficial); *COBsb* = coberto do sub-bosque, %.

Tal como esperado, a humidade do combustível é, de longe, a variável mais estreitamente associada à sustentabilidade da propagação do fogo, reduzindo o desvio residual em 44%. O ajustamento da respectiva função logística — tomando a probabilidade de 0,5 como limiar de decisão — resulta numa concordância de 87,9% entre os valores observados e aqueles estimados, com uma humidade de extinção estimada em 35%. Importa no entanto salientar que o valor mínimo de humidade do combustível morto (*M*) para o qual se observou extinção do fogo foi de 22%, enquanto que num dos ensaios houve propagação com $M=56\%$, o que sublinha a influência de factores adicionais na sustentabilidade da combustão.

Constatámos repetidamente que em certas situações de humidade do combustível mais elevadas o fogo se propaga a favor do vento mas não contra ele. Além dos valores médios tal como foram medidos nos ensaios, testámos outras duas formas de integração do efeito do vento no modelo, atribuindo sinal negativo à sua velocidade na propagação "contra" ou considerando-o nulo, uma vez que diversos estudos têm mostrado que a deslocação da retaguarda da frente de chamas é independente do vento (e.g. Byram et al. 1966; Clark et al

1985; McAlpine e Wakimoto 1991). Elegeu-se a última alternativa, com ligeira vantagem estatística, e mais prática, pois dispensa a inclusão da variável sentido de propagação na equação, e facilita o planeamento ao restringir a necessidade de estimação da velocidade do vento às queimas conduzidas a favor do vento.

Sendo razoável esperar um efeito maior da humidade do combustível para ventos fracos do que para ventos mais fortes (Marsden-Smedley et al. 2001) introduzimos na equação um termo de interacção entre as duas variáveis, que no entanto se revelou não significativo ($p=0,2323$).

Após a contabilização dos efeitos da humidade do combustível e do vento verificámos ser estatisticamente significativa ($p=0,0040$) a adição da temperatura do ar ao modelo, a despeito da existência de correlação elevada com a humidade do combustível ($r=0,55$, $p=0,0000$). Assumindo a temperatura do ar como um indicador da temperatura do combustível — ainda que este parâmetro dependa também da intensidade da radiação solar e da velocidade do vento (Byram e Jemison 1943 in Viney 1991) — o seu uso como preditor da sustentabilidade do fogo é não só justificável como teoricamente defensável (Fons 1946; Schroeder 1969). Uma equação exprimindo o efeito combinado da humidade do combustível, velocidade do vento e temperatura do ar reduziu o desvio residual em mais 12% em relação ao modelo com uma só variável independente, a humidade do combustível.

Quadro V.2. Significância do efeito das variáveis independentes na probabilidade de propagação do fogo ($n=265$).

Variável	p	Variável	p	Variável	p
<i>SP</i>	0,0006	<i>NEB</i>	0,1716	<i>COBsb</i>	<0,0001
<i>DECL</i>	0,0035	<i>FFMC</i>	<0,0001	<i>W_a</i>	0,0060
<i>U</i>	<0,0001	<i>ISI</i>	<0,0001	<i>W_{sb}</i>	0,0008
<i>T</i>	<0,0001	<i>FWI</i>	<0,0001	<i>W_{sup}</i>	<0,0001
<i>HR</i>	<0,0001	<i>TC</i>	<0,0001	<i>a:L</i>	0,0008
<i>M</i>	<0,0001	<i>W_L</i>	0,0349	<i>nl:L</i>	0,0458
<i>Pr</i>	0,0009	<i>W_{nl}</i>	0,0239	<i>sb:L</i>	0,0003

SP = sentido da propagação: 1 - contra o vento, 2 - a favor do vento; *NEB* = nebulosidade: -1 - céu limpo, 0 - céu parcialmente nublado, 1 - céu encoberto; *TC* = complexo-combustível: -1 - folhada, 0 - folhada e arbustos, 1 - folhada e herbáceas / fetos. Para o significado das restantes abreviaturas ver a legenda do Quadro V.1.

É legítimo supor que o declive do terreno influencia a possibilidade de propagação do fogo de forma similar à velocidade do vento, mas o seu aditamento às variáveis já seleccionadas produz um efeito não significativo ($p=0,2861$). A restrição da análise aos ensaios "a favor", — já que o sentido de propagação do fogo contra o vento é-o também contra o declive, e ambas as variáveis tomam o valor zero, — mantém como não significativo o efeito do declive e evidencia a existência de correlação significativa ($r=0,29$, $p=0,0006$) entre o declive e a velocidade do vento. A substituição da velocidade do vento pela soma daquelas variáveis ou pelo seu produto (nas observações "a favor" substituído

pela velocidade do vento quando o declive era nulo) empobreceu quer o ajustamento quer a capacidade preditiva do modelo. A correlação entre o declive e a velocidade do vento e a reduzida declividade do terreno (média de 12% e máximo de 30% nos ensaios "a favor") no conjunto de dados disponíveis não admitem julgamentos definitivos acerca do papel do declive no sucesso da ignição, mas a sua influência deverá ser negligenciável em terrenos de inclinação reduzida ou moderada.

A etapa seguinte consistiu na análise do efeito das características estruturais do complexo-combustível na presença das variáveis já seleccionadas. O potencial de sustentabilidade do fogo aumentou significativamente com acréscimos nos descritores do sub-bosque (coberto e carga), cargas de arbustos e total, e razões entre as cargas de arbustos e de sub-bosque e a folhada. No entanto, nenhuma das variáveis anteriores, aliás altamente correlacionadas ($p=0,0000$) entre si, sequer igualou o desempenho ($p=0,0000$) da simples classificação por tipo de complexo-combustível.

O tipo de combustível (folhada, folhada-arbustos, e folhada-herbáceas/fetos) entrou no modelo logístico como uma variável contínua que tomou os valores respectivos de -1, 0 e 1; a sua codificação como um factor categórico com variáveis mudas não melhorou o resultado e foi abandonada. O sinal positivo associado ao coeficiente desta variável indica que a probabilidade do fogo se propagar segue a ordem folhada-herbáceas/fetos > folhada-arbustos > folhada; note-se que a primeira situação é simultaneamente mais porosa, constituída por partículas com maior relação entre superfície e volume, e os seus componentes apresentam-se total ou predominantemente mortos durante o Outono e Inverno.

Os Quadros V.3 e V.4 contêm a informação relativa ao modelo de probabilidade de propagação do fogo cujas variáveis independentes são a humidade do combustível, a velocidade do vento, a temperatura do ar e o tipo de complexo-combustível, designado como modelo 5.2.

Procurámos desenvolver equações alternativas ao modelo 5.2, para utilização mais expedita no campo ou para o planeamento prévio de uma operação de queima. No primeiro caso, e dado que não é possível avaliar directa e exactamente a humidade do combustível *in situ* procurámos substituí-la por um ou mais parâmetros relacionados. Além da temperatura do ar ($p=0,0009$), uma regressão passo a passo seleccionou a humidade do ar ($p=0,0013$) e o nº de dias sem precipitação ($p=0,0270$) como variáveis explicativas da humidade do combustível, mas absorveu somente 49% da variação existente. Qualquer um dos parâmetros meteorológicos falhou o requisito da significância para adição a um modelo reduzido em que $P=f(U, T, TC)$. Verificando que em nenhum caso a eliminação da temperatura do ar e a sua substituição na equação por outras variáveis ou combinações de variáveis era superior ao modelo reduzido, foi retido como alternativa ao modelo 5.2, passando a ser designado como modelo 5.3 (Quadro V.3). Apesar de não haver diferença significativa ($p=0,1296$) entre as observações e as predições da equação 5.3, o seu desempenho é claramente insatisfatório para $M>35\%$, ou seja, exactamente para as

condições em que poderia ser mais útil. Assim, o uso do modelo 5.3 não é recomendado, a não ser na impossibilidade de obter estimativas ou previsões da humidade do combustível.

Quadro V.3. Modelos logísticos para predição da probabilidade de propagação do fogo.

Efeito	Coefficiente	Erro padrão	$p > \chi^2$ (Wald)	$p > \chi^2$ (LR)
Modelo 5.2	Qualidade do ajustamento ($p > \chi^2$): $G_M=0,0000$, $H-L=0,7556$			
b_0	6,8826	1,6846	0,0000	-
M	-0,2440	0,0409	0,0000	0,0000
U^*	0,7105	0,1848	0,0001	0,0000
T	0,2088	0,1010	0,0387	0,0331
TC	1,7275	0,4968	0,0005	0,0000
Modelo 5.3	Qualidade do ajustamento ($p > \chi^2$): $G_M=0,0000$, $H-L=0,1296$			
b_0	-1,6908	0,5953	0,0045	-
T	0,3346	0,0638	0,0000	0,0000
U^*	0,3985	0,1139	0,0005	0,0000
TC	1,1037	0,2852	0,0001	0,0000
Modelo 5.4	Qualidade do ajustamento ($p > \chi^2$): $G_M=0,0000$, $H-L=0,2388$			
b_0	-4,4506	0,9519	0,0000	-
T	0,2022	0,0724	0,0052	0,0040
ISI	0,7497	0,1787	0,0000	0,0000
TC	0,9512	0,2827	0,0008	0,0003
SP	1,6314	0,4202	0,0001	0,0000
Modelo 5.5	Qualidade do ajustamento ($p > \chi^2$): $G_M=0,0000$, $H-L=0,1819$			
b_0	-9,9357	2,7929	0,0004	-
$FFMC$	0,1029	0,0339	0,0024	0,0011
U^*	0,4209	0,1247	0,0000	0,0000
T	0,2881	0,0682	0,0007	0,0000
TC	0,8586	0,2912	0,0032	0,0016

* Na propagação contra o vento toma o valor zero.

Os modelos 5.4 e 5.5 no Quadro V.3 integram componentes do CFFDRS como substitutos da humidade do combustível (FFMC), e do efeito combinado da humidade do combustível e do vento (ISI), calculados com dados colhidos na Quinta de Prados (UTAD, Vila Real). São portanto equivalentes ao modelo 5.2, ainda que o modelo 5.4 tenha que ser complementado pela variável sentido de propagação.

O Quadro V.4 permite examinar o desempenho preditivo dos modelos desenvolvidos. Qualquer uma das equações proporcionou uma concordância entre as observações e as estimativas superior a 80%, sendo a capacidade de discriminação (c) do modelo 5.2 considerada muito boa, enquanto que a dos restantes modelos é apenas razoável (Pearce e Ferrier 2000). Os modelos 5.3, 5.4 e 5.5 enfermam de optimismo exagerado, pois tal como os valores de falha indicam, classificam erroneamente os casos de extinção em aproximadamente metade dos casos. Em contrapartida, é rara a ocorrência do evento contrário (falso alarme).

Quadro V.4. Capacidade preditiva dos modelos probabilísticos de propagação do fogo com $P=0,5$ como critério de decisão.

Modelo	Êxito	Rejeição correcta	Falha	Falso alarme	Exactidão	c
5.2	0,947	0,737	0,263	0,053	0,902	0,964
5.3	0,914	0,456	0,544	0,086	0,815	0,865
5.4	0,928	0,526	0,474	0,072	0,842	0,868
5.5	0,928	0,491	0,509	0,072	0,834	0,888

A Figura V.1 apresenta o modelo 5.2 em três traduções gráficas alternativas. A linearização do modelo permite determinar as combinações de duas variáveis que resultam numa determinada probabilidade e representar graficamente as fronteiras entre classes de probabilidade (Fig. V.1c); adoptámos para o efeito as classes reduzida, moderada e elevada de Lawson et al. (1994), respectivamente definidas por probabilidades de propagação do fogo $<0,5$, $0,5-0,75$ e $>0,75$.

A informação referente a 24 queimas experimentais em *Pinus pinaster* permitiu avaliar o desempenho do modelo 5.2 quando aplicado a dados independentes. A concordância entre as observações e as predições foi perfeita, ou seja, o fogo propagou-se em 100% dos casos e o modelo gerou probabilidades de propagação acima de 0,5 para todos eles. Os dados abrangeram um intervalo de 21 a 38% para a humidade do combustível, zero (fogo "contra") a 10,8 km/h para a velocidade do vento e 4,9 a 17,4 °C para a temperatura do ar³⁶, não tendo sido incluídas na análise queimas com $M < 20\%$. É evidente que o modelo não se pode considerar genuinamente validado, já que não foi testado em situações de não-propagação e para humidades do combustível mais extremas.

V.1.3. CLASSIFICAÇÃO DA MARGINALIDADE DO FOGO: FRENTE DE PROPAGAÇÃO CONTÍNUA OU DESCONTÍNUA

Na situação de propagação marginal a frente do fogo exibia interrupções em cerca de 10 a 30% da sua extensão. Estas extinções locais surgiam em zonas mais sombrias (provavelmente mais húmidas) e ao deparar com obstáculos como pinhas, ramos e agulhas verdes.

³⁶ Os dados de Cruz e Viegas (2001) não indicavam a temperatura do ar. No entanto, ainda que fosse 0 °C, a probabilidade de propagação estimada pelo modelo seria superior a 0,5.

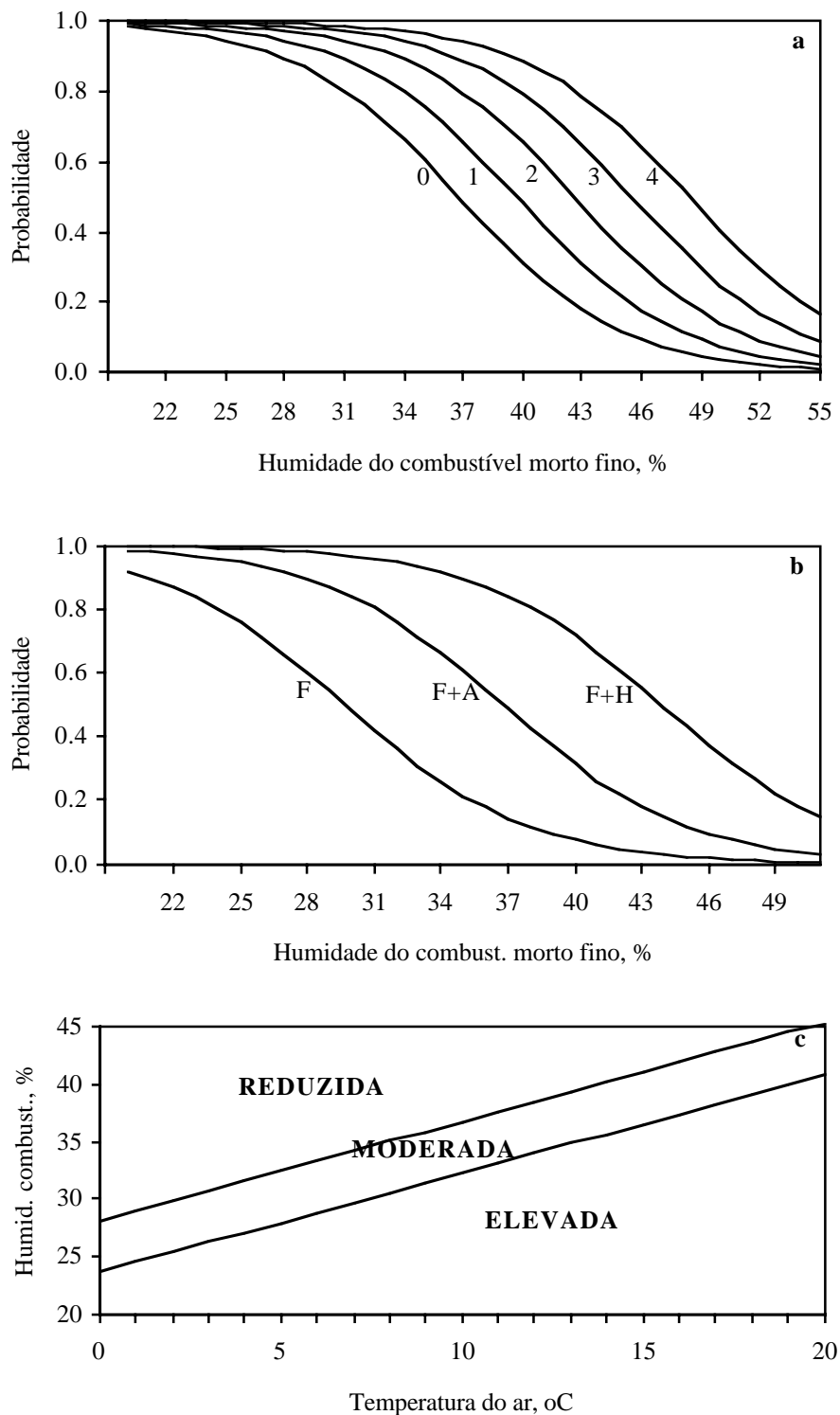


Fig. V.1. Representações gráficas do modelo 5.2, probabilidade de propagação do fogo à temperatura de 10 °C, (a) em função da humidade do combustível e velocidade do vento (0= fogo conduzido contra o vento), e (b) da humidade e tipo de combustível (F=folhada, F+A=folhada-arbustos, F+H=folhada-herbáceas); (c) combinações de humidade do combustível e temperatura do ar que resultam em probabilidades reduzida (<0,5), moderada (0,5-0,75) ou elevada (>0,75) de um fogo conduzido contra o vento se propagar. **a** e **c** referem-se ao combustível F+A. Velocidade de vento em **b**=0.

A distinção com base em variáveis ambientais entre o fogo que se propaga de forma marginal e aquele que progride com uma frente ininterrupta de chamas é bastante menos vincada do que aquela relativa à extinção *versus* propagação do fogo. As únicas médias significativamente diferentes entre as duas situações referem-se à humidade do combustível, a variáveis com ela relacionadas (humidade relativa, temperatura do ar, tempo decorrido desde a última precipitação), e aos índices FFMC, ISI e FWI do CFFDRS (Quadro V.5).

Quadro V.5. Médias das variáveis independentes contínuas associadas aos fogos com uma frente de chamas contínua (propagação no estado não-marginal; 1, n=145), e aos fogos com uma frente de chamas interrompida (propagação marginal; 0, n=37). Os pares de valores sublinhados são significativamente diferentes (p<0,05).

Variável	0	1	Variável	0	1
<i>DECL</i>	5	8	<i>W_L</i>	4,6	4,5
<i>U</i>	3,5	4,1	<i>W_{nl}</i>	0,8	1,3
<i>T</i>	<u>8,6</u>	<u>12,2</u>	<i>COBsb</i>	56,1	60,9
<i>HR</i>	<u>60,4</u>	<u>50,1</u>	<i>W_a</i>	4,2	3,9
<i>M</i>	<u>30,9</u>	<u>18,5</u>	<i>W_{sb}</i>	5,0	5,2
<i>Pr</i>	<u>8</u>	<u>12</u>	<i>W_{sup}</i>	9,7	9,7
FFMC	<u>83,6</u>	<u>87,2</u>	a:L	0,9	1,1
ISI	<u>2,8</u>	<u>4,2</u>	nl:L	0,4	0,5
FWI	<u>3,4</u>	<u>7,4</u>	sb:L	1,3	1,5

Para a explicação dos símbolos das variáveis consultar os Quadros V.1. e V.2.

Somente as variáveis meteorológicas discriminam entre as duas situações de propagação do fogo (Quadro V.6), destacando-se claramente a humidade do combustível morto e fino, que diminui o desvio residual em 51%. Um modelo logístico baseado na humidade do combustível classifica correctamente 87,9% das observações, ocorrendo a separação entre os dois tipos de propagação para *M*=27%.

Quadro V.6. Significância do efeito das variáveis independentes sobre a probabilidade do fogo se propagar no estado não-marginal (n=182).

Variável	p	Variável	p	Variável	p
<i>SP</i>	0,9627	<i>NEB</i>	0,0128	<i>COBsb</i>	0,5264
<i>DECL</i>	0,1406	FFMC	<0,0001	<i>W_a</i>	0,7140
<i>U</i>	0,2953	ISI	<0,0001	<i>Wsb</i>	0,8139
<i>T</i>	<0,0001	FWI	<0,0001	<i>Wsup</i>	0,9978
<i>HR</i>	0,0002	<i>TC</i>	0,3094	<i>W_{a:l}</i>	0,2920
<i>M</i>	<0,0001	<i>W_L</i>	0,5933	<i>W_{pt+f:l}</i>	0,6875
<i>Pr</i>	0,0060	<i>W_{nl}</i>	0,1973	<i>Wsb:l</i>	0,2957

Para a explicação dos símbolos das variáveis consultar os Quadros V.1 e V.2.

O efeito das variáveis sentido da propagação ($p=0,0034$), declive ($p=0,0009$), velocidade do vento ($p=0,0055$) e nº de dias sem precipitação ($p=0,0247$) é significativo quando adicionadas individualmente ao modelo anterior. Observou-se em diversos ensaios que a frente de propagação a favor do vento e do declive era contínua mas que quebrava no sentido de propagação oposto. A entrada simultânea das variáveis sentido de propagação, vento e declive no modelo resulta na não significância de todas elas, indicando que os respectivos efeitos estão confundidos. No entanto, ao limitar a análise às observações a favor do vento verifica-se que nem o declive nem a velocidade do vento têm um efeito significativo, pelo que optámos pela inclusão do sentido de propagação no modelo, considerando que agrega os efeitos do vento e do declive de forma satisfatória.

O modelo final da probabilidade de fogo não marginal, modelo 5.6 no Quadro V.7, emprega como variáveis independentes a humidade do combustível, o sentido de propagação e o nº de dias sem precipitação. A introdução da última variável é aparentemente redundante, dada a sua relação com a humidade do combustível, mas a sua relevância na presença dos restantes parâmetros é inquestionável ($p=0,0048$).

Quadro V.7. Modelos logísticos para predição da probabilidade de propagação do fogo no estado não-marginal.

Efeito	Coefficiente	Erro padrão	$p > \chi^2$ (Wald)	$p > \chi^2$ (LR)
Modelo 5.6	Qualidade do ajustamento ($p > \chi^2$): $G_M=0,0000$, $H-L=0,9782$			
b_0	9,0670	1,9292	0,0000	-
M	-0,4947	0,0885	0,0000	0,0000
Pr	0,1365	0,0553	0,0136	0,0048
SP	1,9893	0,6926	0,0041	0,0150
Modelo 5.7	Qualidade do ajustamento ($p > \chi^2$): $G_M=0,0000$, $H-L=0,0021$			
b_0	-41,1476	7,3649	0,0000	-
FFMC	0,4964	0,0865	0,0000	0,0000

O ajustamento aos dados e a capacidade preditiva do modelo 5.6, representado graficamente na Figura V.2, é bastante boa (Quadros V.7 e V.8). O melhor modelo alternativo possível (5.7) é função do índice FFMC, que elimina cerca de 26% do desvio residual e prevê a transição entre os estado marginal e não marginal quando $FFMC=83$. O desempenho do modelo 5.7 é, no entanto, bastante insuficiente: as observações e as estimativas são significativamente diferentes (Quadro V.7), e 62% das observações de propagação marginal são classificadas erradamente como não marginais (Quadro V.8). Este desempenho leva a concluir que a equação 5.7 não permite avaliar a proximidade de extinção de forma operacionalmente útil.

Quadro V.8. Capacidade preditiva dos modelos probabilísticos de propagação não-marginal do fogo, com P=0,5 como critério de decisão.

Modelo	Êxito	Rejeição correcta	Falha	Falso alarme	Exactidão	c
5.6	0,959	0,703	0,297	0,041	0,907	0,963
5.7	0,917	0,378	0,622	0,083	0,808	0,860

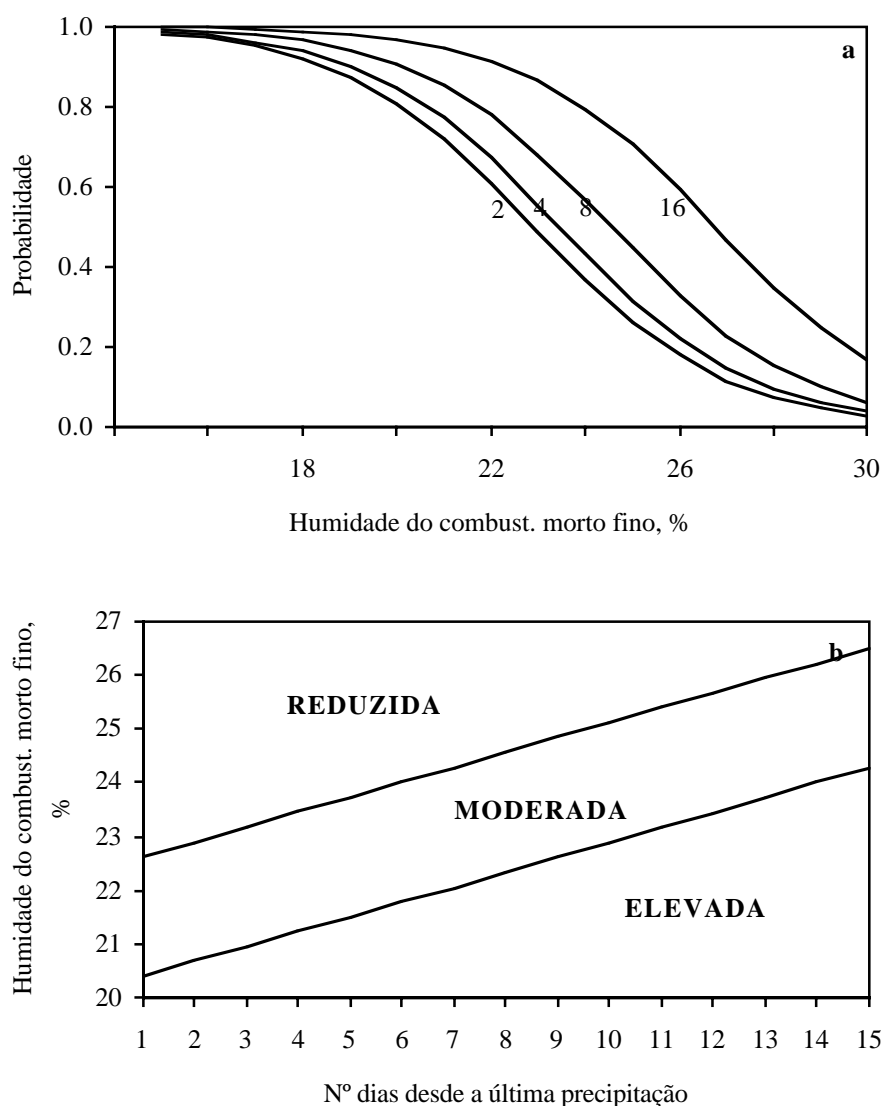


Fig. V.2. Representações gráficas do modelo 5.6, probabilidade de propagação num estado não-marginal, para um fogo conduzido contra o vento: (a) em função da humidade do combustível e nº de dias desde a última precipitação, e (b) combinações daquelas variáveis que resultam em probabilidade reduzida (<50%), moderada (50-75%) e elevada (>75%) de o fogo se propagar num estado não marginal.

V.1.4. DISCUSSÃO

A humidade do combustível correspondente à probabilidade de 50% de sucesso da ignição é interpretável como a fronteira que separa a extinção da ignição ou propagação sustentadas (e.g. Blackmarr 1972; Lawson et al. 1997a). O teor de humidade de extinção da folhada razoavelmente porosa dos *Pinus* do SE dos E.U.A. é igual a 45-50% (Hough 1978; Hough e Albini 1978). Em fogos contra o vento, Van Wagner (1968) refere uma humidade de extinção de 25% para o *P. resinosa*, cuja folhada possui uma massa volúmica de 21 kg m⁻³, portanto ligeiramente superior à do pinheiro bravo. Em fogos estacionários em laboratório, Anderson (1969) estimou uma humidade de extinção de 24% para o *P. ponderosa* e *P. monticola*, reportando a $M=23%$ a não propagação do fogo na folhada mais compacta do *P. contorta*. Em ensaios de campo, Burrows et al. (1988a), Szczygiel (1988) e Lin (1999) indicam 25, 27 e 28% como os limiares de extinção para o *P. radiata*, *P. sylvestris* e *P. taiwanensis*, respectivamente. Finalmente, Gillon et al. (1995) observaram que, em queimas de laboratório e na ausência de vento, a combustão da folhada de *P. pinaster* cessa quando $M=35%$.

A humidade crítica (ou de extinção) de 35% que determinámos para o complexo-combustível sob coberto de pinheiro bravo deverá ser entendida como meramente indicativa e sujeita a variação dependendo de outros factores. Os resultados obtidos neste estudo e as observações de outros autores (Ward 1971; Rigolot 2000; Viegas et al. 1998; Cruz e Viegas 2001) mostram que a propagação do fogo em folhada de *P. pinaster* é possível para $M>35%$, o que sugere combustibilidade elevada relativamente a outros pinheiros. Não é contudo possível efectuar comparações objectivas com os resultados citados no parágrafo anterior, até porque neste estudo a folhada terá tido um papel menor na propagação do fogo em grande parte dos ensaios efectuados.

O modelo 5.2 estima uma variação desde 22% até mais de 50% na humidade de extinção em leitos de combustível sob coberto de *Pinus pinaster*, dependendo da velocidade do vento, temperatura do ar e tipo de complexo-combustível. Se considerarmos a situação mais desfavorável, correspondente a um fogo conduzido contra o vento em folhada pura, a humidade de extinção variará no intervalo 25-33%, para uma variação de 5 a 15 °C na temperatura ambiente. Como regra prática para aplicação ao caso mais vulgar — fogo "contra", a mesma amplitude térmica e um complexo-combustível misto de folhada e arbustos — o intervalo de 27-35% de humidade do combustível morto garantirá ($P=0,75$) a propagação sustentada do fogo (Fig. V.1.c). Assumindo uma velocidade do vento de 3 km h⁻¹, a propagação do fogo será ainda viabilizada por humidades do combustível mais elevadas, de 36 a 45%, desde que conduzido por linhas sucessivas de ignição.

É intuitivo admitir que o vento afecta a humidade de extinção (Byram et al. 1966) ou a proximidade da extinção (Wilson 1990). Diversos estudos em tipos abertos de vegetação relacionam a humidade de extinção com a velocidade do vento (Perez e Valette 1995; Cheney et al. 1998a) ou integram este factor em modelos explicativos do sucesso da ignição (Britton e Wright 1971; Bruner e Klebenow 1979; Neuenschwander 1980; Bryant et al.

1983; Clark et al. 1985; McPherson e Wright 1986; Marsden-Smedley et al. 2001); a relevância da velocidade do vento é ainda maior quando a propagação do fogo se processa por contágio entre manchas discretas de combustível (Lindenmuth e Davis 1973; Brown 1982; Burrows et al. 1991; Bradstock e Gill 1993; Gill et al. 1995; Weber et al. 1995; Mercer 1997). Qualquer uma das equações 5.2 a 5.5 contempla o efeito da velocidade do vento na sustentação do fogo em pinhal bravo, reforçando assim o escasso contingente de referências (Lawson et al. 1994; Lawson e Dalrymple 1996; Lin 1999) ao efeito quantitativo do vento na probabilidade da propagação do fogo em folhada de coníferas. De acordo com a equação 5.2 (ver também a Fig. V.1.b), quando $M=35\%$ e $T=10\text{ }^{\circ}\text{C}$ num complexo misto de folhada e arbustos, a probabilidade de propagação será de 61 e 93%, respectivamente sem vento e com $U=3\text{ km h}^{-1}$.

A probabilidade de fogo sustentado no combustível folhada-arbustos dada pelo modelo 5.2 varia de 35 a 81% no intervalo 5-15 °C de temperatura ambiente, se a humidade do combustível for igual a 35%. A ignição é considerada difícil quando a temperatura do ar é negativa (Wright e Bailey 1982), ainda que Mobley et al. (1978) prescrevam até -7 °C para queimas em pinhal. Um exercício de extrapolação do modelo 5.2 para $T=-5\text{ }^{\circ}\text{C}$ gera como limiar seguro ($P=0,75$) da propagação de um fogo contra o vento valores para a humidade do combustível morto de 12, 19 e 26%, respectivamente para folhada, folhada-arbustos e folhada-ervas/fetos.

A sustentabilidade da progressão do fogo diferiu acentuadamente entre os três tipos de complexo-combustível. Assim, para $M=35\%$, $T=10\text{ }^{\circ}\text{C}$, e na ausência de vento, o modelo 5.2 origina uma probabilidade de propagação do fogo em folhada pura de apenas 21%, mas que aumenta para 61% no complexo folhada-arbustos, e para 90% na presença de um tapete herbáceo e/ou de fetos. À semelhança de Marsden-Smedley et al. (2001), não foi possível isolar as variáveis responsáveis pelas diferenças, sendo de admitir que a heterogeneidade estrutural natural do complexo-combustível retire sentido ao relacionamento da sustentabilidade do fogo com valores médios estimados para os descritores do complexo-combustível. Trata-se de um resultado bastante prático do ponto de vista operacional, já que a descrição do complexo-combustível é qualitativa e não quantitativa.

A carga de combustível disponível pode, independentemente de outros factores, impedir a progressão do fogo (e.g. Zimmerman e Neuenschwander 1983; Burrows 1999a). Por motivos óbvios esta questão não se coloca a um gestor de fogo prescrito. Ainda assim, estudos laboratoriais efectuados em França indicam que é necessária uma carga mínima de 1,8 (Delaveaud 1981) ou 2,3 t ha⁻¹ (Marechal 1993 in Rigolot e Etienne 1996) para que o fogo se propague em folhada de *Pinus pinaster*.

Lawson et al. (1994) e Lawson e Dalrymple (1996) constataram ser o uso de índices do CFFDRS apenas ligeiramente inferior à humidade do combustível na avaliação da probabilidade de sustentação do fogo. Tal não sucedeu neste estudo, mas a capacidade preditiva das equações 5.4 e 5.5 é bastante razoável, especialmente considerando as condições locais díspares, o distanciamento entre os locais de ensaio e a estação meteorológica que forneceu os dados para cálculo dos índices, e a discrepância temporal

entre a execução dos ensaios (variável ao longo do dia) e o cálculo dos índices (efectuado com dados referentes às 12 horas).

O valor genérico de $M=27\%$ associado à ocorrência de quebras notórias na frente de propagação do fogo é congruente com Gillon et al. (1995) e Hernando e Guijarro (1998) que, em queimas de folhada de *Pinus pinaster* em laboratório, reportam propagação marginal para humidades do combustível de 27 e 30%, respectivamente. Tal como determinado neste estudo, a técnica de condução do fogo e o tempo decorrido desde o último episódio de precipitação influenciarão adicionalmente a continuidade da frente de propagação. A secagem do combustível após um evento de precipitação não é espacialmente uniforme, devido à heterogeneidade do ensombramento, da exposição ao vento e do próprio complexo-combustível. Consequentemente, o teor de humidade do combustível representa uma condição média que não traduz a sua diversidade espacial. Na assunção que as quebras da frente de chamas ocorrem maioritariamente em combustíveis mais húmidos, o tempo decorrido desde a última chuva reflectirá a magnitude da variação nas condições de humidade do combustível, e consequentemente a representatividade de manchas mais húmidas que pontualmente impedirão a propagação do fogo.

Os teores de humidade do combustível morto correspondentes à probabilidade $P=0,75$ de propagação não marginal do fogo quatro e oito dias após a última precipitação são de 21 e 22%, e 25 e 26%, respectivamente em fogos contra e a favor do vento (ver Fig. V.2). Os resultados aproximam-se assim das recomendações derivadas por Botelho et al. (1994) a partir de um conjunto limitado de queimas em pinhal bravo e assumindo implicitamente a marginalidade de um fogo com intensidade inferior a 40 kW/m: não conduzir o fogo contra o vento se $M>23\%$. A presença de condições marginais para a progressão do fogo favorece então a opção por um padrão de ignição por linhas sucessivas, que aumentará a área efectivamente tratada e, consequentemente, a redução de combustível, além de minimizar a necessidade de re-ignição.

V.2. MODELAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS DE COMPORTAMENTO DO FOGO

V.2.1. DESCRIÇÃO GERAL

Os Quadros V.9 e V.10 contêm os intervalos de variação dos descritores das condições ambientais (declive, variáveis meteorológicas e combustível) durante os fogos experimentais (descritos em IV.4), e dos parâmetros correspondentes de comportamento do fogo, observados ou calculados.

Quadro V.9. Variação ambiental (declive, meteorologia e combustível) nos ensaios experimentais com medição do comportamento do fogo, discriminada por complexo-combustível.

Variável	Folhada (n=31)	Folhada-arbustos (n=38)	Folhada- ervas/fetos (n=29)
<i>DECL</i>	0-30	0-15	0-30
<i>U</i>	0,5-12,2	0,5-9,1	0,5-23,1
<i>U_{max}</i>	2,2-21,0	0,8-15,8	2,2-39,0
<i>T</i>	3,0-19,6	1,8-21,7	2,8-17,5
<i>HR</i>	29,7-96,0	26,0-73,9	26,2-87,3
<i>M</i>	11,9-39,9	8,4-39,7	8,4-55,6
<i>M_{inf}</i>	-	9,8-63,8	8,4-74,4
<i>M_{el}</i>	-	7,3-33,6	8,4-38,9
<i>M_F</i>	23,2-269,0	11,1-273,1	73,0-296,1
<i>M_H</i>	72,8-203,8	24,4-273,1	57,2-260,7
<i>M_v</i>	-	82,3-157,6	82,3-120,7
<i>W_L</i>	2,8-12,0	2,6-11,9	1,8-4,9
<i>W_F</i>	3,2-30,1	6,9-25,8	5,9-16,6
<i>H_{nl}</i>	-	-	0,2-0,5
<i>COB_{nl}</i>	-	0-30	50-100
<i>W_{nl}</i>	-	0-1,6	1,9-6,3
<i>H_a</i>	-	0,2-0,7	0,1-0,6
<i>COB_a</i>	0-30	30-100	0-75
<i>W_a</i>	0-1,5	3,1-12,3	0-11,8

U_{max} = velocidade máxima do vento à superfície, km h⁻¹; *M* = humidade do combustível morto e fino, % (inf = combustível superficial inferior; el = combustível superficial elevado; F = folhada inferior; H = húmus; v = combustível vivo); *H* = altura da vegetação, m (a = arbustos; nl = fetos e herbáceas); *COB* = coberto da vegetação, % (a = arbustos; nl = fetos e herbáceas); *W_F* = carga de folhada inferior, t ha⁻¹. Para o significado das restantes abreviaturas ver a legenda do Quadro V.1.

Não houve diferenças significativas entre os três tipos de complexo-combustível no que concerne aos valores das variáveis que usualmente se considera controlarem o comportamento do fogo, isto é a velocidade do vento, a humidade do combustível morto e o declive do terreno, à excepção das parcelas dominadas por arbustos, cujo declive médio foi significativamente inferior aos declives médios correspondentes aos outros dois tipos de combustível.

Quadro V.10. Médias e intervalos de variação dos parâmetros de comportamento do fogo, discriminados por complexo-combustível.

Variável	Folhada	Folhada-arbustos	Folhada-ervas/fetos
Frente de propagação dianteira (a favor do vento)			
	n=31	n=42	n=21
<i>R</i>	2,28 (0,25-6,67) a	1,86 (0,36-6,00) a	4,85 (1,10-13,88) b
<i>h_F</i>	0,5 (0,1-1,2) a	1,7 (0,5-3,5) b	1,5 (0,5-3,5) b
α	48 (10-70) a	23 (0-60) b	39 (20-65) a
<i>L</i>	1,2 (0,1-2,9) a	1,9 (0,5-4,2) b	2,3 (1,1-4,3) b
<i>I_B</i>	429 (32-1477) a	632 (146-2021) a	1404 (127-3608) b
Frente de propagação traseira (contra o vento)			
	n=23	n=32	n=23
<i>R</i>	0,10 (0,07-0,16) a	0,30 (0,06-0,60) b	0,36 (0,12-0,51) b
<i>h_F</i>	0,1 (0,1-0,2) a	0,6 (0,1-1,5) b	0,6 (0,2-1,3) b
α	51 (30-70) a	37 (10-60) b	42 (25-70) b
<i>L</i>	0,3 (0,1-0,7) a	0,8 (0,1-1,9) b	1,0 (0,3-1,8) b
<i>I_B</i>	19 (8-37) a	107 (20-255) b	120 (26-223) b

R = velocidade de propagação, m/min; *h_F* = altura da chama, m; α = ângulo da chama com a vertical, °; *L* = comprimento da chama, m; *I_B* = intensidade frontal de Byram, kW m⁻¹. As médias que numa linha sejam seguidas da mesma letra não são significativamente diferentes ($p > 0,05$), de acordo com o teste HSD de Tukey.

Os fogos experimentais decorreram maioritariamente sob condições meteorológicas adequadas à prática do fogo controlado num povoamento florestal, ainda que as variações observadas na velocidade do vento e humidade do combustível morto tenham excedido os limites recomendados para pinhal bravo (Silva 1984; Rego et al. 1987; Vega et al. 1994; Fernandes 1997a). A análise da prática do fogo controlado em pinhal no Entre Douro-e-Minho e Beira Litoral identificou extremos meteorológicos de 3-23 °C, 15-100%, e 0-6, respectivamente para a temperatura do ar, humidade relativa do ar, e velocidade do vento na escala de Beaufort (Fernandes et al. 1999). Revisitando a mesma base de dados, entretanto actualizada, verifica-se que respectivamente 99,8%, 97,1% e 100% dos fogos operacionais são abrangidos pelos intervalos de variação observados neste estudo para aquelas variáveis. A Fig. V.3 reúne os dois tipos de queimas, sendo útil para detectar combinações de temperatura e humidade relativa do ar com importância operacional mas não representadas neste estudo. As observações que no gráfico superior da Fig. V.3 surgem acima do traço não têm equivalente nos dados experimentais, muito provavelmente devido à suavidade do clima e força da influência oceânica no Minho em relação a Trás-os-Montes: para uma determinada temperatura ambiente, a humidade do ar (e a humidade do combustível fino morto) tenderão a ser superiores no Minho, o que permitirá queimar com temperaturas do ar mais elevadas mas aumentará a marginalidade da propagação do fogo nos dias mais frios.

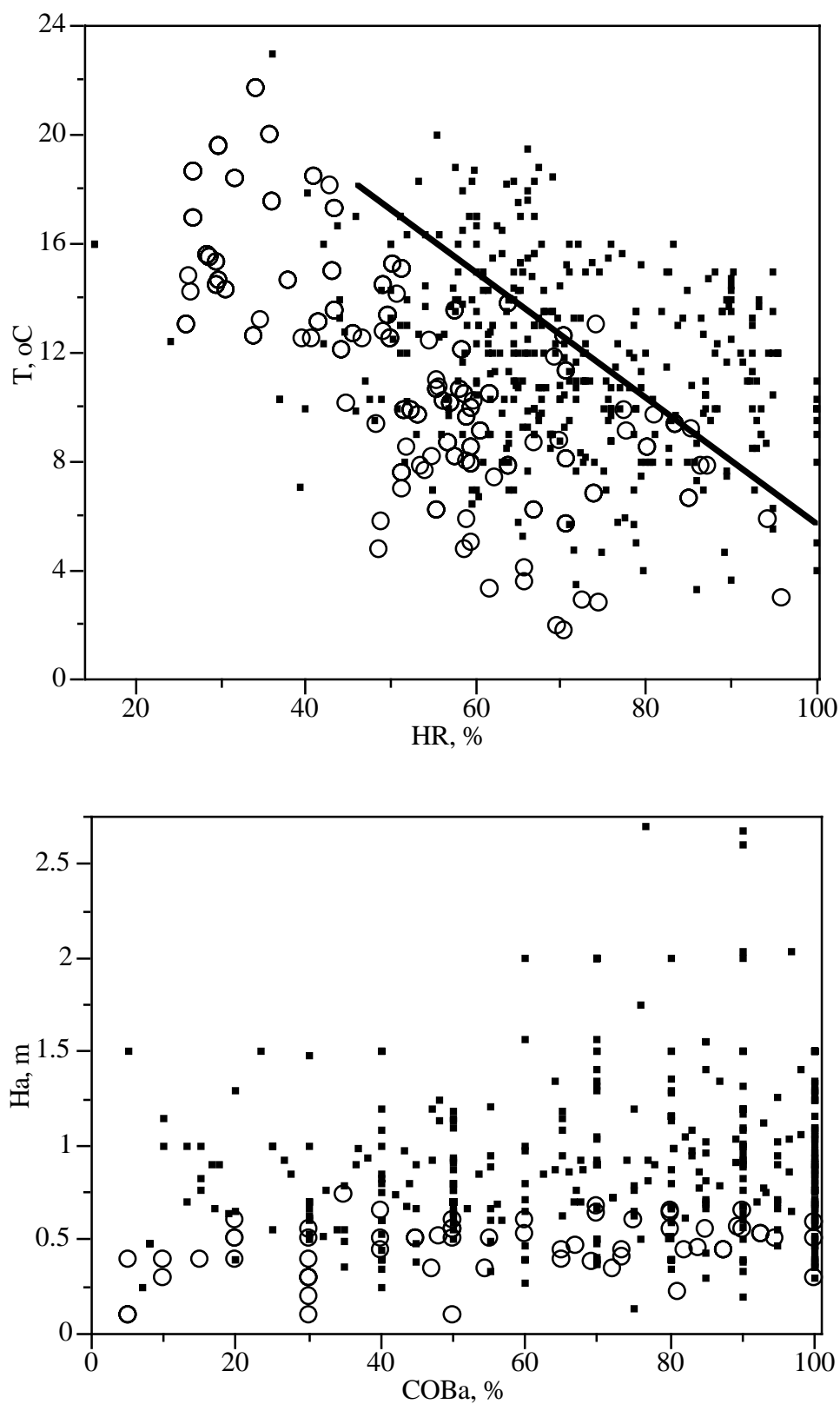


Fig. V.3. Comparação entre as condições ambientais de execução dos fogos experimentais (círculos) e de fogos operacionais no Entre Douro-e-Minho e Beira Litoral (quadrados), respectivamente no que respeita à temperatura e humidade do ar (gráfico superior) e à altura e cobertura do revestimento arbustivo (gráfico inferior, excluídas as queimas sem sub-bosque lenhoso).

O gráfico inferior da Fig. V.3 revela uma discrepância acentuada entre a acumulação de combustível arbustivo nas parcelas experimentais e nos fogos operacionais. Independentemente das espécies dominantes — tojos (com ou sem *Pteridium aquilinum*) em cerca de 64% dos casos, carqueja (19%), ou ericáceas (17%) — a estatura da vegetação do sub-bosque supera 0,6 e 1,0 metros, respectivamente em 75% e 25% dos fogos operacionais. As diferenças de desenvolvimento do estrato arbustivo dever-se-ão essencialmente a factores climáticos, conducentes a maior produtividade no Minho, e ao facto de mais de metade das queimas operacionais incidirem em povoamentos de idade inferior a 20 anos.

Os máximos para a distância percorrida e duração do período de observação foram de 7 m e 27 min., para a propagação traseira do fogo, e 14 m e 24 min., para a propagação dianteira do fogo. O comportamento do fogo cobriu um espectro de variação notável, da quase extinção à quase transição para a copa das árvores. De acordo com a classificação de Cheney (1981), a distribuição dos fogos experimentais pelas classes de intensidade reduzida (<500 kW m⁻¹, à qual o fogo prescrito em povoamentos florestais é usualmente confinado) e moderada (500-3000 kW m⁻¹), fez-se em partes aproximadamente iguais, tendo o nível de intensidade elevada (>3000 kW m⁻¹) sido atingido em duas queimas.

O Quadro V.10 é revelador da disparidade do comportamento do fogo entre as frentes de propagação dianteira e traseira. Note-se que para o parâmetro que exibiu maior amplitude de variação, a intensidade de Byram, a variabilidade global associada à frente de propagação mais vigorosa superou em uma ordem de magnitude aquela correspondente à retaguarda do fogo. Tomando os fogos individualmente verifica-se que a razão entre a intensidade das frentes do fogo "a favor" e "contra" variou de 1,4 a 59,7, com média de 15, tal como determinado pela dinâmica da resposta da velocidade de progressão do fogo aos efeitos do vento e inclinação do terreno.

Os resultados do Quadro V.10 fornecem uma primeira impressão acerca da influência do tipo de complexo-combustível no comportamento do fogo. Assim, e no que respeita à propagação com o vento, é evidente a maior velocidade de progressão no complexo folhada-ervas/fetos, não havendo distinção estatística entre folhada e folhada-arbustos, provavelmente devido ao maior declive das parcelas de folhada. A dimensão das chamas é maior onde o sub-bosque prevalece sobre a folhada, independentemente da sua natureza. A intensidade frontal de Byram é no entanto superior no sub-bosque não lenhoso em comparação com o sub-bosque lenhoso, já que é a velocidade de propagação que domina o cálculo daquele descritor (Alexander 1982). Quanto à frente "contra", verifica-se que o comportamento do fogo em parcelas dominadas por sub-bosque é significativamente diferente daquele observado em folhada pura.

V.2.2. VELOCIDADE DE PROPAGAÇÃO DO FOGO

V.2.2.1. Predição da velocidade de propagação do fogo com modelos preexistentes

Uma tentativa de modelação do comportamento do fogo deve ser antecedida por uma análise do desempenho dos modelos existentes, visando a sua adopção ou adaptação. Identificámos, entre os sistemas efectivamente em uso, três alternativas potencialmente interessantes para estimar a velocidade de progressão do fogo em pinhal bravo, respectivamente as *Forest Fire Behaviour Tables for Western Australia* (FFBT), o *Canadian Forest Fire Behaviour Prediction System* (CFFBPS), e o modelo de Rothermel (1972).

O uso do FFBT consistiu no cálculo da velocidade de propagação em *Eucalyptus marginata* e subsequente correcção para *Pinus pinaster*, usando as equações ajustadas por Beck (1995) às tabelas de Sneeuwjagt e Peet (1985) (Anexo I). A grande quantidade de equações que compõe o FFBT e a sua não linearidade tornam-no muito sensível aos dados de entrada, pelo que não se efectuaram estimativas para os fogos que excederam os limites de utilização indicados por Beck (1995).

A velocidade de propagação do fogo segundo o CFFBPS foi determinada com o programa FBP97 (Remsoft Inc. 1997), seleccionando o tipo de combustível C-6, que corresponde a plantações de coníferas, e cujo complexo-combustível sub-arbóreo é constituído por um estrato de manta morta, contínuo e moderadamente espesso, com ausência de vegetação no sub-bosque (Forestry Canada Fire Danger Group 1992). O tipo de combustível C-5 corresponde a pinhais adultos de *Pinus resinosa* e *P. strobus*, e apresenta um sub-bosque moderadamente denso, pelo que poderia estar mais próximo do *P. pinaster*. No entanto, a natureza caducifólia do sub-bosque do tipo C-5 e a menor magnitude do comportamento do fogo em comparação com o tipo C-6 (Forestry Canada Fire Danger Group 1992) fez-nos optar por este último.

O funcionamento do CFFBPS requer a velocidade do vento a 10 metros de altura em terreno aberto e os índices FFMC e BUI. A velocidade do vento a 10 metros foi estimada multiplicando por três a velocidade do vento medida a 1,7 metros, o que deverá reproduzir o perfil de vento associado ao tipo de combustível C-6 (McAlpine e Xanthopoulos 1990). Os valores do FFMC equivalem aos teores de humidade do combustível fino e morto convertidos através da escala FF, em que $FFMC = 59,5(250 - M) / (147,2 + M)$ (Van Wagner 1987); trabalho prévio (UTAD-DF 1999) indica não haver vantagem em usar a conversão sugerida para climas secos e quentes (escala FX). O cálculo do índice BUI efectuou-se com os dados colhidos pela estação meteorológica permanente localizada na Quinta de Prados, Vila Real.

A velocidade de propagação com base em Rothermel (1972) obteve-se com o *software* BEHAVE Plus 1.0 (Andrews e Bevins 2000), após desenvolvimento de modelos de combustível no programa NEWMDL do anterior sistema BEHAVE 4.4 (Burgan e Rothermel 1984), correspondentes às condições médias dos três complexos combustíveis

(Anexo II). A humidade de extinção fixou-se em 45% com base nos resultados obtidos em V.1, o que excluiu da análise apenas um fogo, que se propagou com $M=56\%$.

A velocidade de deslocação da frente oposta ao vento foi estimada apenas com o BEHAVE Plus. Os resultados obtidos nalgumas simulações do FFBT com velocidade do vento nula confirmaram aquilo que a ausência de referências na literatura sugeria, ou seja, a sua não aplicabilidade à retaguarda do fogo. O CFFBPS calcula a velocidade de progressão "contra", mas as respectivas estimativas diminuem exponencialmente com a velocidade do vento de forma muito irrealista e não foram consideradas para análise.

As Figs. V.4 a V.7 e o Quadro V.11 mostram que os sistemas em causa tendem a subestimar a velocidade de progressão do fogo, ainda que em graus distintos. Destaca-se pela negativa o CFFBPS, que prevê a extinção do fogo em cerca de 47% dos casos e gera predições que em média são oito vezes inferiores aos valores observados; para o FFBT e BEHAVE os valores correspondentes são cinco, e três ("a favor") ou dois ("contra"), respectivamente. É notória e geral a produção de estimativas envezadas, já que o intercepto e declive de uma regressão linear entre os valores observados e estimados são significativamente diferentes de zero e um, respectivamente.

A eficiência da modelação e restantes estatísticas relativas ao desempenho dos sistemas empíricos FFBT e CFFBPS desencorajam claramente a sua utilização. Os desvios em relação às predições são muito elevados, e as correlações entre observações e estimativas são muito fracas.

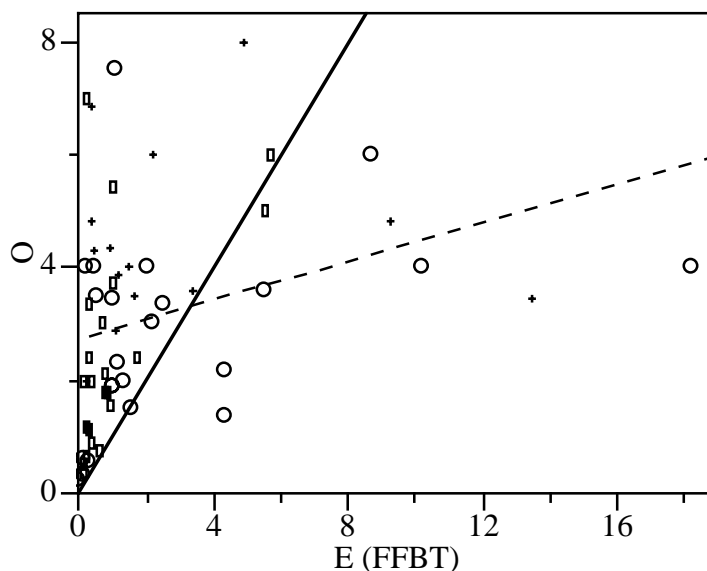


Fig. V.4. Velocidades dianteiras de propagação (m/min) do fogo observadas e estimadas pelo sistema Australiano FFBT. A linha a tracejado é a recta de regressão $O=2,719+0,171$ FFBT (Quadro V.11). Símbolo O=observações em folhada, rectângulos =sub-bosque lenhoso, +=sub-bosque não lenhoso.

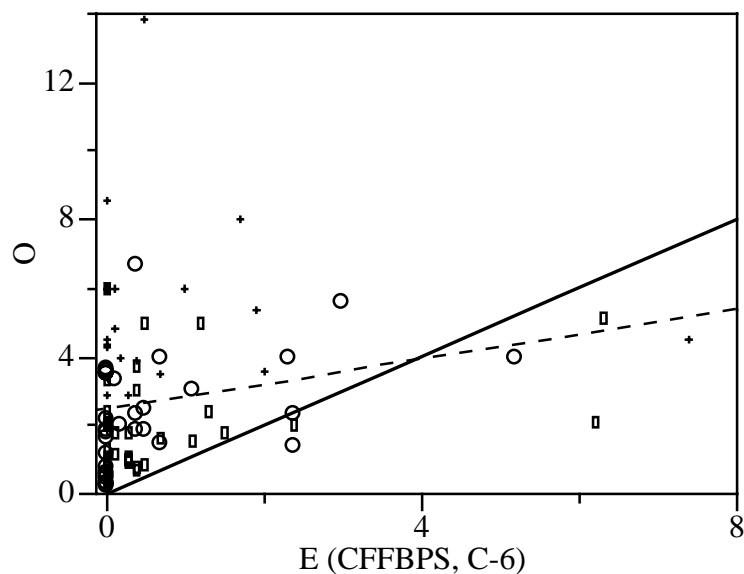


Fig. V.5. Velocidades dianteiras de propagação (m/min) do fogo observadas e estimadas pelo sistema Canadano (CFFBPS) assumindo o tipo de combustível C-6. A linha a tracejado é a recta de regressão $O=2,426+0,363 \text{ CFFBPS}$ (Quadro V.11).

A aplicação do *Red Book* de Sneeuwjagt e Peet (1985) a povoamentos de *Pinus pinaster* na Austrália tem dado origem a resultados variados (Burrows et al. 1988b; Russell 1992; Burrows et al. 2000). Note-se que na génese do FFBT estão fogos por ignição pontual (Burrows 1999b), cuja rapidez de deslocação pode não chegar a igualar a de um fogo iniciado por uma linha nas mesmas condições ambientais (Lawson 1973; Johansen 1987; Cheney e Gould 1997). É provável que tal explique porque é que na Austrália a velocidade máxima do fogo observada na experimentação em pinhal tenha sido de apenas 1,4 m/min, ainda que o desenvolvimento da componente *Pinus* do FFBT tenha também integrado informação proveniente de incêndios (até 16,7 m/min) (Beck 1995).

A análise dos desvios em relação à recta de ajustamento perfeito ($O=E$) mostra que no FFBT as maiores subestimas da velocidade de progressão do fogo ocorrem para humidades do combustível mais elevadas ($p=0,0142$), presumivelmente reflectindo efeitos estruturais do complexo-combustível ou o desenvolvimento dos modelos sem o contributo de dados colhidos em fogos mais marginais. Quando ocorre, a sob-predição da velocidade de propagação está correlacionada ($p=0,0044$) com o factor de correcção para a carga de combustível, o que mostra que o peso desta variável é excessivo, em concordância com as conclusões retiradas do estudo de incêndios em *P. pinaster* na Austrália (Smith 1992; Burrows et al. 2000). É também interessante a significância ($p<0,0001$) da associação entre a sobestima da velocidade de propagação do fogo e as velocidades do vento mais elevadas, pondo em causa a função exponencial que descreve o efeito do vento no sistema FFBT, ou simplesmente sugerindo que a dimensão das parcelas utilizadas neste estudo impede a manifestação completa do efeito do vento na dinâmica do fogo.

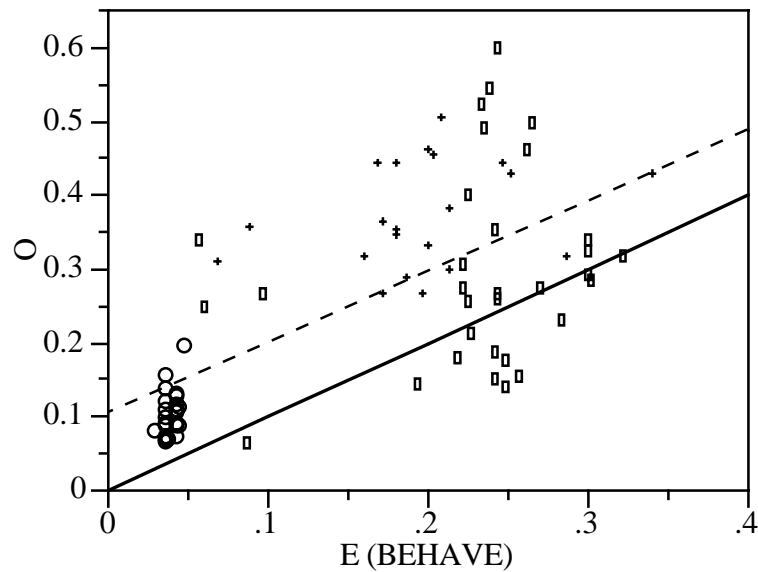


Fig. V.6. Velocidades de propagação (m/min) da retaguarda do fogo observadas e estimadas pelo sistema BEHAVE. A linha a tracejado é a recta de regressão $O=0,105+0,951 \text{ BEHAVE}$ (Quadro V.11).

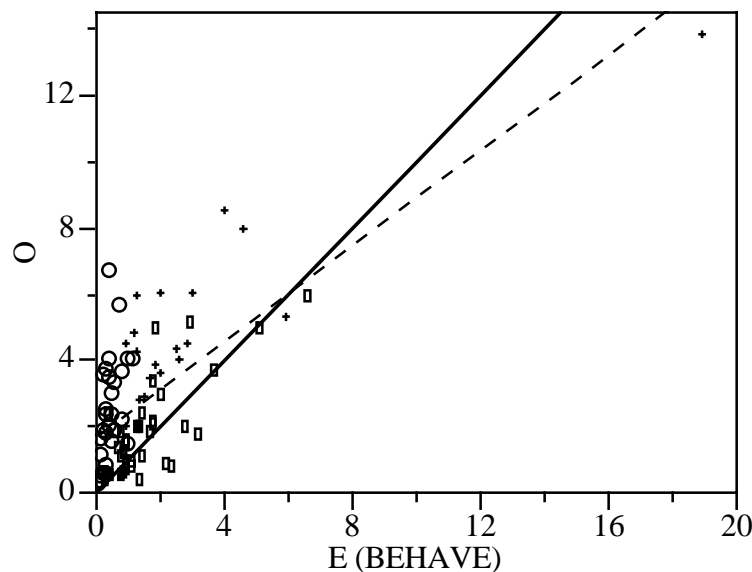


Fig. V.7. Velocidades dianteiras de propagação (m/min) do fogo observadas e estimadas pelo BEHAVE. A linha a tracejado é a recta de regressão $O=1,608+0,722 \text{ BEHAVE}$ (Quadro V.11).

A folhada do complexo-combustível C-6 é bastante similar à folhada de pinheiro bravo, uma vez que tipifica plantações de *Pinus resinosa*, cujas acículas têm uma relação entre superfície e volume de 49 cm^{-1} (Roussopoulos 1978 *in* Alexander 1998)³⁷ e formam uma folhada com $\rho_b=21 \text{ kg m}^{-3}$ (Van Wagner 1968a). É então provável que o tão fraco desempenho do CFFBPS radique essencialmente na ausência de sub-bosque no tipo de

³⁷ A relação entre a superfície e o volume das agulhas de *P. pinaster* varia no intervalo $40\text{-}50 \text{ cm}^{-1}$ (Daligault 1991; Fernandes 1991; Hernando et al. 1995; Fernandes e Rego 1998a)

combustível C-6, e no uso da velocidade do vento a 10 metros em terreno aberto. O complexo C-6 representa povoamentos florestais completamente lotados e de copado denso (Forestry Canada Fire Danger Group 1992), tendo a respectiva velocidade de propagação sido modelada com base em dados obtidos num povoamento com 12-15 metros de altura e cerca de 3000 árvores por hectare (Van Wagner 1968a). Estas características são mais consentâneas com factores multiplicativos de conversão da velocidade do vento de 4-6 (Albini e Baughman 1979) ou 5-6 (Sneeuwjagt e Peet 1985), cuja utilização faria diminuir a magnitude da sub-predição.

Em termos práticos, o facto do CFFBPS assentar na leitura do vento a 10 metros de altura em terreno aberto — permitindo estimativas baseadas em prognósticos meteorológicos estandardizados —, resulta na estimação de velocidades de propagação do fogo idênticas para diferentes velocidades do vento no interior do povoamento, tal como determinadas pela sua estrutura. Na Austrália, a selecção do factor de redução da velocidade do vento a 10 metros para a velocidade do vento à superfície tem-se mostrado extremamente influente no grau de adesão à realidade das simulações do comportamento do fogo (Tolhurst e Chatto 1998; Burrows et al. 2000).

Quadro V.11. Estatísticas relativas ao sucesso da estimação da velocidade de propagação através dos sistemas FFBT, CFFBPS e BEHAVE Plus.

Sistema	MA%E (desvio padrão)	Regressão linear			EF
		r ²	Interceptor ^a	Declive ^b	
FFBT (n=59)	76,0 (58,4)	0,10	2,72*	0,17*	-0,02
CFFBPS (n=92)	84,8 (26,5)	0,05	2,43***	0,36*	-3,93
BEHAVE					
"Contra" (n=76)	45,1 (21,7)	0,42	0,11***	0,95***	-1,23
"Favor" (n=91)	58,1 (38,4)	0,53	1,61***	0,72***	0,17

^a A significância indica se o coeficiente é diferente de 0; ^b a significância indica se o coeficiente é diferente de 1. n.s. não significativo; * p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.

O modelo de Rothermel (1972) proporciona estimativas da velocidade de propagação mais exactas e precisas que os sistemas anteriores. 44% ("a favor") e 54% ("contra") dos casos estão associados a erros absolutos inferiores a 50% dos valores observados, ao passo que as quantidades homólogas para o FFBT e o CFFBPS são de 25% e 14%, respectivamente. Os valores do r² entre as observações e as predições são também mais favoráveis, mas não ultrapassam um nível medíocre que não justifica calibração. A EF desaconselha igualmente o uso operacional de sistemas baseados no modelo de Rothermel.

A capacidade do modelo de Rothermel tem vindo, com resultados variáveis mas usualmente satisfatórios, a ser examinada em diversos tipos de vegetação, especialmente em formações arbustivas (Lindenmuth e Davis 1973; Brown 1982; Van Wilgen et al. 1985; Marsden-Smedley e Catchpole 1995a; Fernandes 1998; Gelobter et al. 1998; McCaw 1998; Vega et al. 1998) e herbáceas (Sneeuwjagt e Frandsen 1977; Van Wilgen e Wills 1988;

Gould 1991; Masters e Engle 1994; Grabner et al. 2001). São em contrapartida relativamente escassos os estudos que incidiram em combustíveis florestais naturais (Hough e Albini 1978; Van Wagtenonk e Botti 1984; Crock 1985; Burrows 1999b; Hély et al. 2001) ou resultantes de actividade humana (Brown 1972; Vega et al. 1993b).

A sobre-predição da velocidade de propagação predominou na análise ao modelo de Rothermel efectuada por Crock (1985) em *P. elliottii*, e, em menor grau, no teste de Van Wagtenonk e Botti (1984) em *P. ponderosa*; estes estudos assumiram respectivamente os modelos de combustível 7 e 9 do NFFL. Outros exames do desempenho do modelo em complexos contendo folhada de pinheiro reportam, pelo contrário, uma subestima ligeira (Hough e Albini 1978, *P. elliottii*), moderada (McAlpine e Xanthopoulos 1990, *P. ponderosa*) ou acentuada (Cruz e Viegas 2001, *P. pinaster*) da velocidade de progressão do fogo. São os resultados do teste ao modelo de Rothermel em folhada de *Eucalyptus marginata* (Burrows 1999b) os que mais se aproximam daqueles obtidos neste estudo, na dispersão dos valores observados em relação aos estimados como na magnitude da subestima, dupla a tripla.

O ajustamento de parâmetros dos modelos de combustível (Burgan e Rothermel 1984; Burgan 1987) presumivelmente melhoraria a concordância entre as velocidades de propagação do fogo observadas e aquelas estimadas pelo modelo. Tais procedimentos foram, no entanto, desencorajados pelos resultados do Quadro V.11 e pelas deficiências do modelo de Rothermel no que concerne às relações funcionais que exprimem o efeito dos descritores estruturais do combustível (Catchpole et al. 1993, 1998a). Note-se, por exemplo, que o modelo de Rothermel é excessivamente sensível à espessura do complexo-combustível (e.g. Gould 1991), a variável mais fácil de manipular num modelo de combustível; paradoxalmente, não há evidências de que a altura do complexo-combustível afecte directamente a progressão do fogo (Catchpole et al. 1998a), além de que a sua definição é subjectiva na presença de mais do que um estrato de combustível (Hough e Albini 1978; Brown 1981).

Catchpole e Catchpole (1991) propõem a reformulação do efeito da humidade do combustível vivo no modelo de Rothermel, o qual é acusado (e.g. Marsden-Smedley e Catchpole 1995a) de subestimar a contribuição da biomassa viva para a frente de chamas. Os resultados deste estudo não contrariam aquela pretensão, uma vez que a humidade do combustível vivo se mostrou significativa e positivamente correlacionada com a sub-predição da velocidade de propagação, nas observações a favor do vento ($p=0,0050$) como nas observações "contra" ($p=0,0002$).

V.2.2.2. Modelação da velocidade de propagação do fogo

V.2.2.2.1. Velocidade de progressão da retaguarda do fogo

O grau de associação entre os descritores ambientais e a velocidade da linha de fogo oposta ao vento varia com o complexo-combustível em questão (Anexo IIIa). Globalmente, apenas as humidades do combustível ($p < 0,01$) ou a temperatura e humidade relativa do ar ($p < 0,05$) estão significativamente correlacionados com R_b , a velocidade da propagação da retaguarda do fogo, sendo mais evidente o papel das características estruturais do combustível. As variáveis ligadas à quantidade e grau de cobertura dos estratos arbustivo e herbáceo são as que melhor se correlacionam ($p < 0,0001$) com R_b , com destaque para a percentagem de coberto do sub-bosque (Anexo IIIb).

De acordo com a prática mais usual (e.g. Wilson 1990; Cheney et al. 1993; Catchpole et al. 1998a), descrevemos o efeito de abrandamento que a humidade do combustível M exerce na velocidade de propagação do fogo através de uma função exponencial com a forma $R_b = a \exp(-bM)$, cujos coeficientes se estimaram por regressão não-linear. Refira-se porém que funções do tipo aM^b ou $1/(a+bM)$ poderiam ter sido ajustadas com similar eficiência.

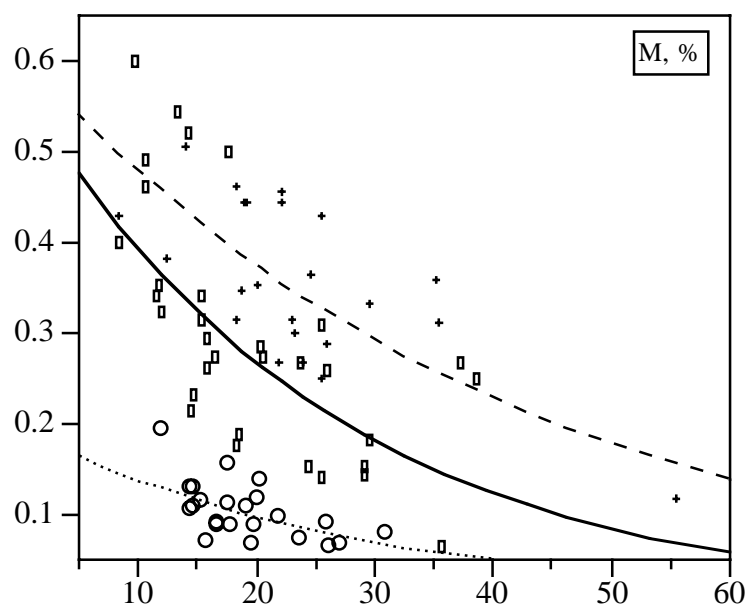


Fig. V.8. Relação entre a velocidade da propagação da retaguarda do fogo (m/min) e a humidade do combustível morto, fino e superficial. As linhas pontilhada, contínua e tracejada traduzem equações do tipo $R_b = a \exp(-bM)$ ajustadas individualmente à folhada (símbolo O), sub-bosque lenhoso (rectângulo), e sub-bosque não lenhoso (+).

A equação $R_b = 0,450 \exp(-0,028M)$ explica somente 11% da variação total de R_b , substancialmente menos do que modelos individuais do efeito de M por tipo de combustível, tal como a Fig. V.8 sugere. A influência da humidade do combustível morto na propagação

do fogo é mais drástica no complexo folhada-arbustos e menos notória quando o sub-bosque é não lenhoso: R_b reduz-se respectivamente em 39% e 20% quando M aumenta de 12% para 24%, de acordo com as curvas na Fig. V.8; em folhada pura o efeito relativo é intermédio, correspondendo a uma redução de 29%.

Quadro V.12. Descritores estruturais do complexo-combustível com efeito significativo ($p < 0,05$) em R_b após ajustamento de uma função do tipo $R_b = a \exp(-bM)$. O r^2 constitui o acréscimo de explicação introduzido por cada variável.

Variável	p	r^2	Variável	p	R^2
W_L	0,0077	0,08	W_a	0,0000	0,20
W_F	0,0265	0,06	COB_{sb}	0,0000	0,65
COB_{nl}	0,0000	0,28	H_{sb}^*	0,0000	0,36
W_{nl}	0,0000	0,23	W_{sup}	0,0000	0,34
COB_a	0,0000	0,24	$sb:L$	0,0000	0,36

* $H_{sb} = 0,05$ m na ausência de vegetação.

À função da humidade do combustível adicionaram-se individualmente as variáveis independentes relativas à estrutura do complexo-combustível, a fim de avaliar as suas capacidades de explicação da variância residual. Os resultados deste procedimento constam do Quadro V.12, tendo sido identificadas relações altamente significativas ($p < 0,001$) entre R_b e quase todos os descritores. A percentagem de coberto da vegetação do sub-bosque destaca-se claramente e diminui os resíduos de R_b em 65%. Não há correlação entre M e COB_{sb} ($p = 0,1170$), e a melhor descrição do seu efeito combinado é dada por

$$R_b = 0,00614 \exp(-0,031M) (COB_{sb}^{0,951} + 32,413) \quad (5.8)$$

com R_b em $m \min^{-1}$, e M e COB_{sb} em %, e sendo os erros padrões dos respectivos coeficientes, na ordem em que surgem na equação, s.e. = 0,0010, 0,004, 0,207 e 15,349. O erro padrão associado ao último coeficiente é excessivo, mas a sua presença na equação melhora o ajustamento e é indispensável quando $COB_{sb} = 0$. A informação relativa à qualidade do ajustamento da equação 5.8 está patente no Quadro V.14 e na Fig. V.9.

A presença do coberto da vegetação do sub-bosque na equação 5.8 é operacionalmente apelativa. Contudo, e ainda que tal seja de somenos importância prática, a colinearidade (ver Anexo IVa) existente entre grande parte das variáveis que descrevem o complexo-combustível não permite identificar aquela(s) que realmente afecta(m) a velocidade de propagação do fogo. Por exemplo, $r = 0,77$ ($p < 0,0001$) entre COB_{sb} e W_{sup} . Analisando apenas o sub-conjunto de dados respeitante ao complexo folhada-arbustos — cuja diversidade estrutural é superior — verifica-se que, após considerar o efeito de M , os descritores que maior porção explicam da variação residual da R_b são o COB_{sb} (39%) e o COB_a (38%). O COB_{sb} está correlacionado negativamente com a carga de *Chamaespartium tridentatum* ($p = 0,0301$) e positivamente com a carga de *Erica umbellata* ($p < 0,0001$), ou

seja, a velocidade de propagação do fogo aumentou na presença de um estrato arbustivo mais contínuo e tendencialmente constituído por partículas mais finas³⁸. Os resultados sugerem então que a acção do complexo-combustível sobre R_b é fruto da continuidade e natureza do sub-bosque (nomeadamente, a composição relativa em arbustos), mas não da carga de combustível, uma vez que os efeitos de W_{sup} e W_a não são significativos.

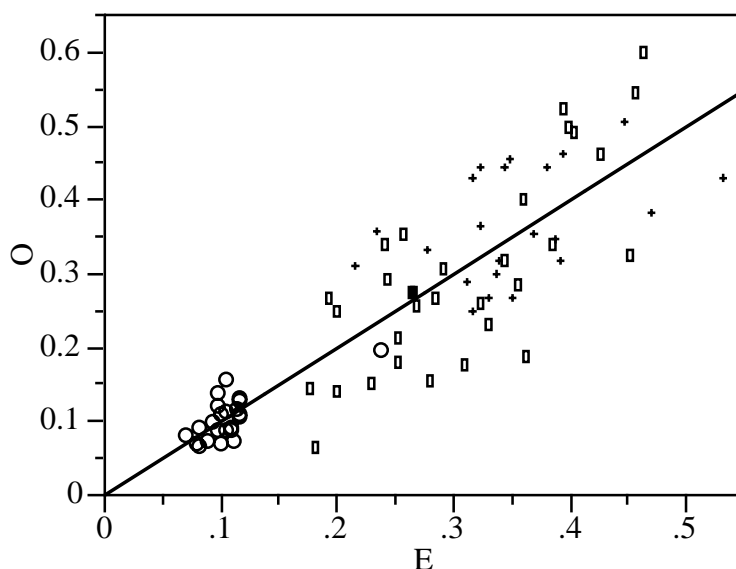


Fig. V.9. Verificação do desempenho do modelo 5.8 para o conjunto de dados de ajustamento: velocidade de propagação do fogo R_b (m/min) observada *versus* estimada.

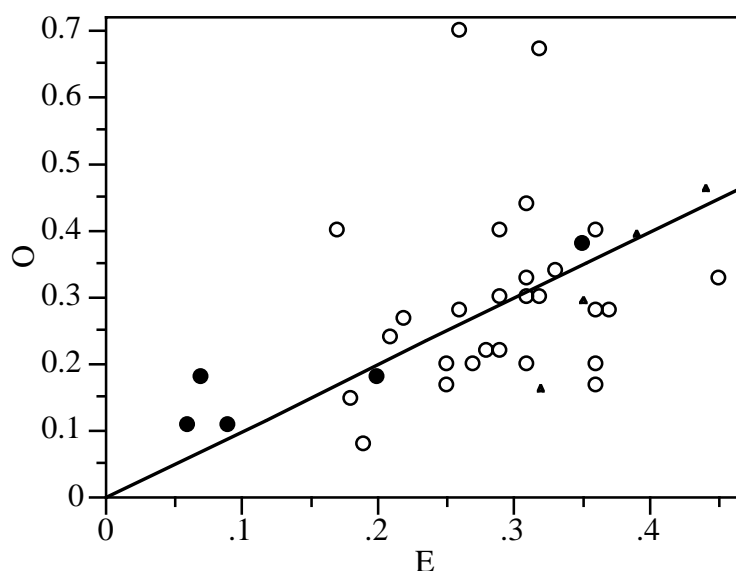


Fig.V.10. Validação do modelo 5.8 com dados independentes: velocidade de propagação R_b observada *versus* estimada (m/min). Dados ($n=36$) colhidos em queimas experimentais (círculo negro) e operacionais em *P. pinaster*, e em queimas experimentais em *Pinus nigra* (triângulo).

³⁸ A relação entre a superfície e o volume do combustível fino da *Chamaespartium tridentatum* e da *Erica umbellata* é de 43 cm^{-1} e 87 cm^{-1} , respectivamente (Fernandes e Rego 1998a).

Não houve relação dos resíduos de 5.8 com o declive do terreno ($p=0,4725$) e com a velocidade do vento ($p=0,6476$), nem com o ângulo entre a chama e o combustível ($p=0,9812$), que depende daquelas variáveis. Para efeitos da análise da velocidade de propagação do fogo, o declive tomou valor negativo sempre que o fogo progrediu no sentido descendente da encosta.

A humidade da folhada inferior está significativamente correlacionada ($p=0,0251$) com a variância residual de 5.8 no sub-conjunto folhada-arbustos, possivelmente porque a presença de raízes e ramos prostrados de arbustos aumenta a porosidade da folhada inferior e favorece o seu envolvimento na combustão com chama. Quando $M_F < 100\%$, 5.8 subestima ligeiramente R_b , enquanto que para $M_F > 200\%$ a sobrestima de R_b alcança $0,05 \text{ m min}^{-1}$. Também no complexo folhada-arbustos a velocidade de propagação aumenta com a humidade do combustível vivo ($p=0,0252$) após os efeitos de M e COB_{sb} terem sido quantificados, o que apenas reflecte a associação de M_v a M ($p=0,0242$) e a M_F ($p=0,0177$).

O modelo 5.8 afigura-se-nos adequado para aplicação à predição da velocidade de deslocação traseira de um fogo de intensidade reduzida, tal como as Fig. V.9 e V.10 e as estatísticas dos Quadros V.14 e V.15 evidenciam. A capacidade de predição da R_b pela equação 5.8 é limitada em folhada comparativamente aos restantes tipos de combustível, mas tal não acarreta consequências práticas notórias, já que a variação observada na R_b é bastante reduzida naquele tipo de combustível ($0,07-0,16 \text{ m min}^{-1}$). O resultado da validação do modelo com dados independentes, ainda que assaz escassos ($n=5$, Fig.V.10, Quadro V.15), é bastante favorável, com $EF=0,73$. A qualidade do ajustamento é, contrariamente ao que seria de esperar, favorecida pela inclusão na análise das observações efectuadas em *Pinus nigra* ($EF=0,76$).

V.2.2.2.2. Velocidade de progressão da cabeceira do fogo

As matrizes de correlação (Anexo IIIa e IIIb) entre a velocidade de propagação da frente dianteira do fogo R_h , e as variáveis independentes atribuem papéis importantes ($p < 0,0001$) ao declive do terreno e, principalmente, à velocidade do vento. É comparativamente secundária a influência da humidade do combustível vivo ($p < 0,01$) e das humidades do combustível morto ($p < 0,05$). De entre os parâmetros do complexo-combustível destacam-se a altura da vegetação e o coberto e carga do sub-bosque não lenhoso ($p < 0,0001$).

As Figs. V.11 e V.12 exibem a dispersão das observações da velocidade de propagação em relação à velocidade do vento, declive, e humidade do combustível morto, bem como curvas que descrevem os respectivos efeitos para cada tipo de complexo-combustível. A modelação do efeito da velocidade do vento para o total das observações, por ajustamento da função $R_h = aU^b$, com melhor aptidão descritiva que uma função exponencial, explica 45% da variação observada, com $b=0,803$. O ajustamento prévio da função exponencial e o exame gráfico dos dados para um sub-conjunto que exclui declives

superiores a 10% sugerem que ventos de magnitude inferior a $2,5-3 \text{ km h}^{-1}$ pouco afectam a propagação do fogo; restringindo a análise aos casos em que $U > 3 \text{ km h}^{-1}$ obtém-se $b=0,996$, isto é, uma dependência linear de R_h em U .

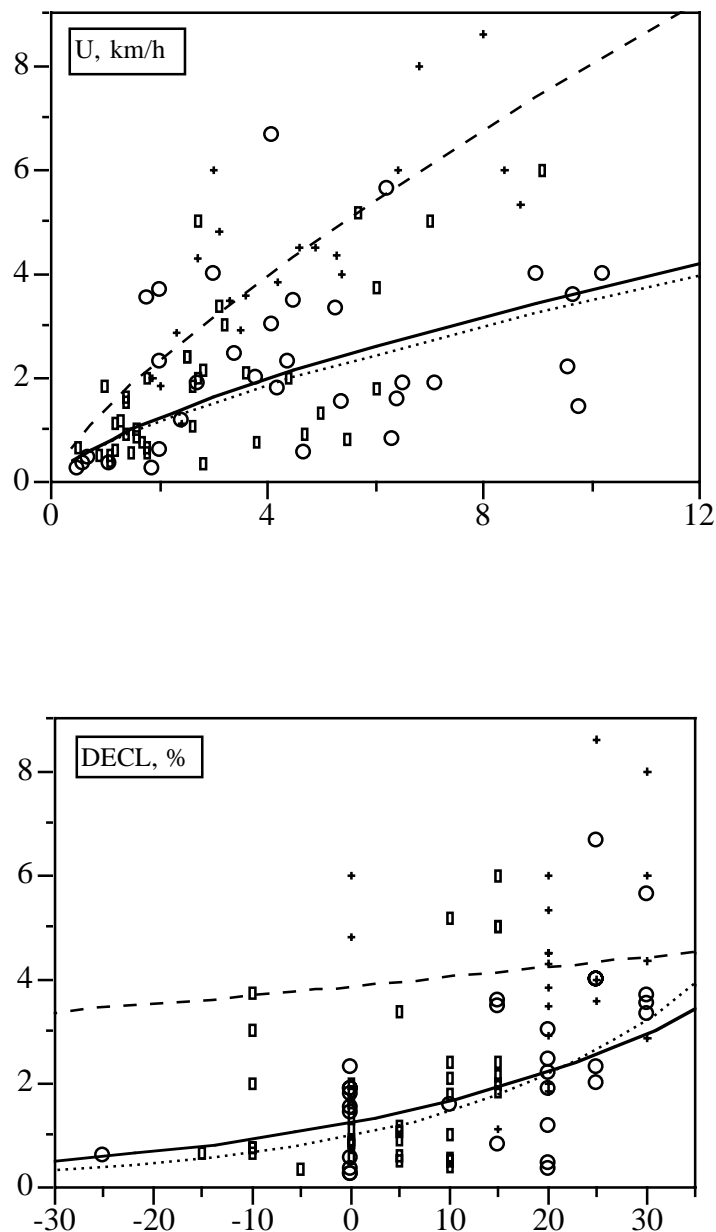


Fig. V.11. Relações entre a velocidade de propagação da cabeceira do fogo (m/min) e a velocidade do vento (U) e declive do terreno ($DECL$). As linhas pontuada, contínua e tracejada traduzem equações do tipo $R_h = a \exp(-bDECL)$ e $R_h = aU^b$, ajustadas individualmente à folhada (O), sub-bosque lenhoso (rectângulo), e sub-bosque não lenhoso (+). Não visualizado o ponto extremo ($R_h=13,9 \text{ m/min}$).

A relação é exponencial no que respeita às variáveis declive do terreno e humidade do combustível morto, com R_h proporcional a $e^{0,070DECL}$ ($r^2=0,30$) e a $e^{-0,036M}$ ($r^2=0,13$).

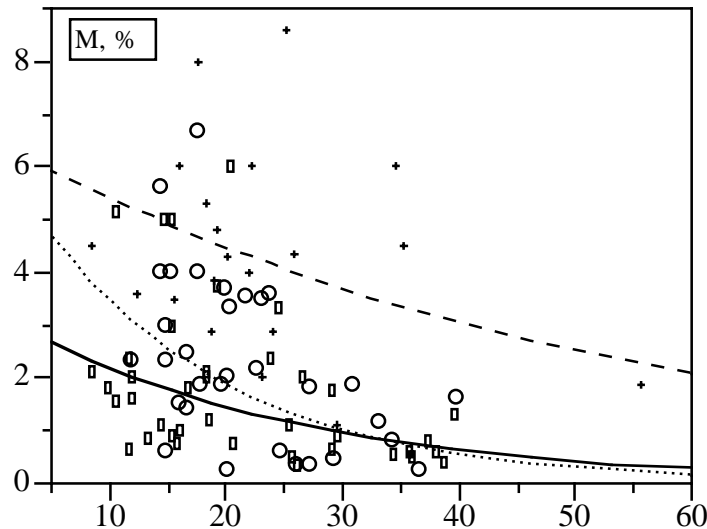


Fig. V.12. Relações entre a velocidade de propagação da cabeceira do fogo (m/min) e a umidade do combustível morto, fino e superficial. As linhas pontilhada, contínua e tracejada traduzem equações do tipo $R_h = a \exp(-bM)$, ajustadas individualmente à folhada (O), sub-bosque lenhoso (rectângulo), e sub-bosque não lenhoso (+). Não visualizado o ponto extremo ($R_h = 13,9$ m/min).

A modelação da velocidade de propagação da frente do fogo pode abordar os efeitos das propriedades do complexo-combustível e os efeitos do vento e do declive em separado, como no modelo de Rothermel (1972). Assim, desenvolver-se-iam factores de correcção para ajustar a expressão 5.8 para as influências daquelas variáveis, assumindo que R_b e R_0 — designada por velocidade básica de propagação do fogo, e.g. Ward (1971) — são a mesma quantidade. A implementação operacional dos resultados conjugaria os erros inerentes aos factores de vento e declive com o erro cometido ao estimar R_b . Além disso, como referem Beer (1993), Catchpole et al. (1993) e Cheney et al. (1998a), alterações nos mecanismos envolvidos na propagação do fogo tornam questionável a predição de R_h com base na parametrização de R_0 , além de haver situações em que R_0 (ou R_b)=0, mas $R_h \neq 0$, tal como constatámos anteriormente.

64% da variação de R_h é explicada ao considerar a sua modelação independentemente de R_b e através de uma função com a forma $R_h = aU^b \exp(-cM + dDECL)$. Após consideração do efeito destas variáveis verifica-se que, dos descritores do complexo-combustível, têm um efeito significativo em R_h a carga de folhada superficial, o coberto e carga das espécies não lenhosas, a quantidade de combustível arbustivo, o coberto total e a altura do sub-bosque, a carga de combustível superficial, e a razão entre as biomassas do sub-bosque e da folhada (Quadro V.13).

São relativamente reduzidos os benefícios das variáveis do Quadro V.13, medidos pelo aumento do r^2 subsequentemente à sua adição ao modelo $R_h = aU^b \exp(-cM + dDECL)$, e, tal como ao analisar R_b , as influências dos descritores individuais do complexo-combustível não são isoláveis (ver Anexo IV.b).

Quadro V.13. Descritores estruturais do complexo-combustível com efeito significativo ($p < 0,05$) em R_h após ajustamento de uma função do tipo $R_h = a U^b \exp(-cM + dDECL)$. O r^2 constitui o acréscimo de explicação introduzido por cada variável.

Variável	p	r^2	Variável	p	r^2
W_L	0,0302	0,02	COB_{sb}	0,0000	0,07
COB_{nl}	0,0000	0,07	$H_{sb} *$	0,0017	0,04
W_{nl}	0,0001	0,06	W_{sup}	0,011	0,03
W_a	0,0443	0,02	$sb:L$	0,0000	0,06

* $H_{sb} = 0,05$ m na ausência de vegetação.

A altura do sub-bosque é a única variável com poder explanatório adicional ($p = 0,0439$) no que respeita ao complexo folhada-arbustos, e está associada à carga arbustiva ($p = 0,0025$) e à quantidade de *Erica umbellata* ($p = 0,0223$), mas não à carga de combustível superficial ($p = 0,8881$). A rapidez de propagação do fogo acentuou-se com o aumento em altura e biomassa da vegetação e, tendencialmente, com a representatividade de elementos de menores dimensões. A inclusão do coberto do sub-bosque no modelo é estatisticamente mais pertinente mas, em comparação com a altura da vegetação, a sua avaliação é bastante mais demorada e pode ser mais subjectiva. A seguinte equação para a predição de R_h resulta da opção por H_{sb} :

$$R_h = 1,451 U^{0,713} \exp(-0,0197M + 0,0609DECL) H_{sb}^{0,267} \tag{5.9}$$

com s.e. = 0,234, 0,054, 0,0057, 0,0071 e 0,045, e $H_{sb} = 0,05$ m na ausência de sub-bosque.

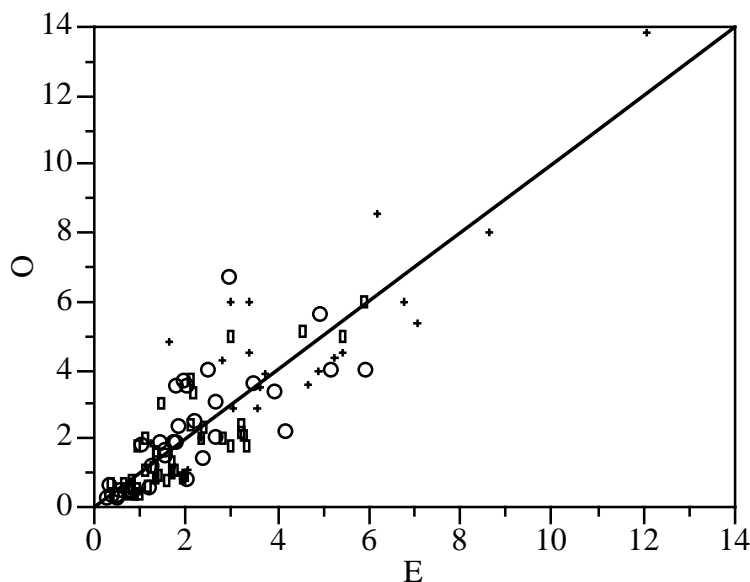


Fig. V.13. Verificação do desempenho do modelo 5.9 para o conjunto de dados de ajustamento: velocidade dianteira de propagação do fogo R_h (m/min) observada versus estimada.

O coeficiente de regressão estandardizado (β) exprime a influência de uma variável independente na variável dependente quando se mantêm constantes no modelo as outras variáveis independentes. Uma regressão linear equivalente à equação 5.9 (após transformação logarítmica das variáveis) mostra que a velocidade do vento ($\beta=0,57$) e o declive ($\beta=0,48$) dominam R_h , com a humidade ($\beta=-0,32$) e estrutura (expressa pela altura do sub-bosque, $\beta=0,26$) do combustível num plano algo secundário. Todos os coeficientes da regressão são altamente significativos ($p<0,0001$), e, usando o factor de inflação da variância (VIF), não se detecta colinearidade entre as variáveis independentes (Myers 1990), já que o VIF máximo toma o valor de 1,15.

Nenhuma das restantes variáveis pode melhorar a equação 5.9. A ausência de relação entre os resíduos de 5.9 e a distância de propagação ($p=0,8853$) torna indetectável um eventual efeito de aceleração do fogo a partir da linha de ignição. Também não se assinala qualquer ascendente do teor de humidade do combustível vivo na progressão do fogo, quer em sub-bosque lenhoso ($p=0,7741$) quer em sub-bosque não lenhoso ($p=0,7088$).

Os Quadros V.14 e V.15 contêm os parâmetros estatísticos referentes ao ajustamento e validação do modelo para estimação da velocidade de propagação R_h . Os indicadores de desempenho são aceitáveis mas inferiores aos da equação 5.8, aliás como seria de esperar dada a maior variabilidade e dificuldade de medição da propagação a favor do vento e do declive, sendo de assinalar a qualidade das estatísticas de validação para o complexo folhada-arbustos, com $EF=0,82$.

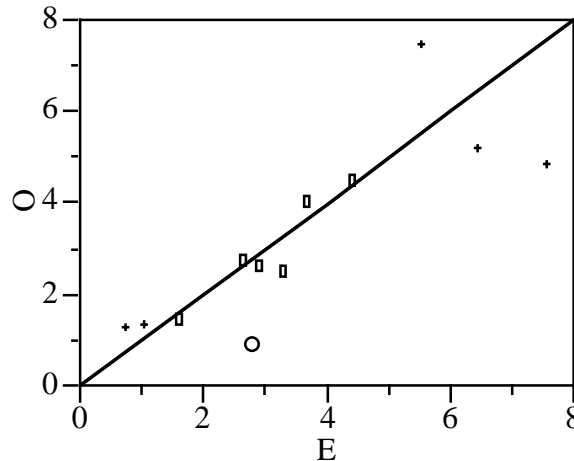


Fig. V.14. Validação do modelo 5.9 com dados independentes ($n=12$): velocidade dianteira de propagação do fogo R_h (m/min) observada *versus* estimada. Os dados respeitam a fogos experimentais em *P. pinaster*.

A Fig. V.15 apresenta graficamente as equações de predição de R_b (5.8) e de R_h (5.9). Para maior facilidade de interpretação, o coberto e altura da vegetação do sub-bosque são traduzidos em tempo de acumulação de combustível desde o último fogo prescrito, utilizando relações que resultam da análise exploratória de uma base de dados referentes a povoamentos no Alto Minho com fogo controlado.

Quadro V.14. Estatísticas de ajustamento dos modelos para estimação das velocidades de propagação R_b (5.8) e R_h (5.9).

Equação	R ²	Resíduos		MAE	MA%E (desv. padr.)
		Varição	Média		
5.8	0,760	-0,17 - 0,14	0,00	0,055	24,0 (24,7)
5.9	0,748	-1,99 - 3,70	0,05	0,815	40,4 (35,9)

Quadro V.15. Estatísticas de validação dos modelos para estimação das velocidades de propagação R_b (5.8) e R_h (5.9).

Eq.	MAE	MA%E (desvio padrão)	Regressão linear			EF
			R ²	Interceptor ^a	Declive ^b	
5.8 (n=5)	0,05	28,7 (23,4)	0,85	0,06 n.s.	0,83 *	0,73
5.9 (n=12)	0,86	37,1 (57,1)	0,68	0,46 n.s.	0,78 n.s.	0,64
5.9 (n=6) ^c	0,28	10,8 (10,7)	0,88	-0,32 n.s.	1,07 n.s.	0,82

^a A significância indica se o coeficiente é diferente de 0. ^b a significância indica se o coeficiente é diferente de 1. ^c Observações no complexo folhada-arbustos. n.s. não significativo; * p<0,05.

V.2.2.2.3. Discussão

Efeito da humidade do combustível

Autores como Curry e Fons (1938), Anderson (1964), Rothermel e Anderson (1966) e Viegas e Neto (1991) relacionam linearmente a velocidade de propagação do fogo em leitões de agulhas de pinheiro com o respectivo teor de humidade. Constituem excepções imputáveis a intervalos curtos de variação na humidade do combustível, já que o decréscimo de R com M é — independentemente da natureza do combustível —, invariavelmente descrito por relações não lineares, em laboratório (Byram et al. 1966; Van Wagner 1968a; Anderson 1969; Rothermel 1972; Szczygiel 1988; Wilson 1990; Catchpole et al. 1998a; Viegas et al. 1998; Burrows 1999a; Viegas 2002) e no campo (Noble et al. 1980; Cheney 1981; Cheney et al. 1992, 1993, 1998; Gould 1993; Beck 1995; Marsden-Smedley e Catchpole 1995a; McCaw 1998; Burrows 1999b; Fernandes 2001).

As estimativas do coeficiente c da função $R=ae^{(-cM)}$ para a propagação do fogo contra ($c=0,031$) e a favor ($c=0,020$) do vento são bastante próximas, e os respectivos intervalos de confiança sobrepõem-se parcialmente, em consonância com resultados provenientes de um túnel de combustão que indicam que c não é afectado pela velocidade do vento (Catchpole et al. 1998a). Num conjunto de fogos em condições meteorológicas igualmente suaves e em diferentes comunidades arbustivas (mas com predomínio do complexo *Chamaespartium tridentatum* - *Erica umbellata*), Fernandes (2001) obteve $c=0,062$, o que sugere que a folhada de pinheiro modera o efeito da humidade do combustível na propagação do fogo.

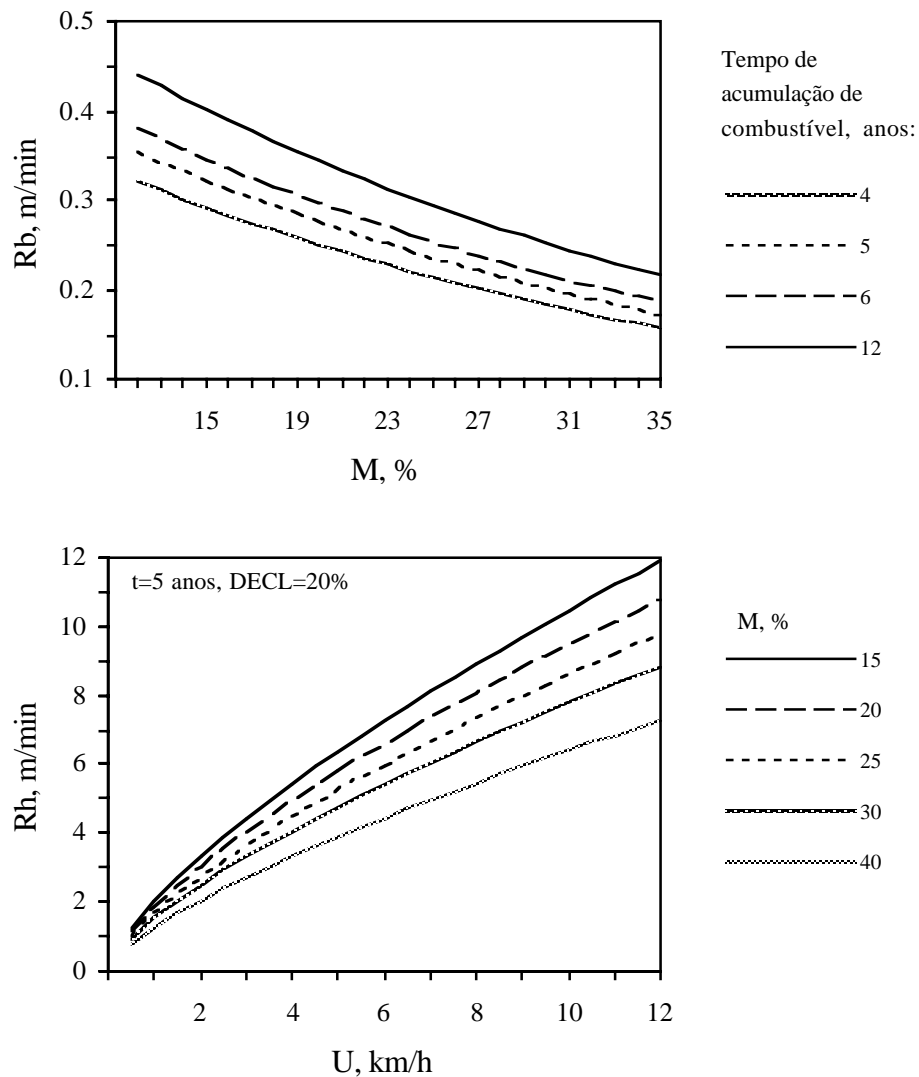


Fig. V.15. Representações gráficas para o complexo folhada-arbustos das equações para estimativa das velocidades de propagação do fogo R_b (5.8) e R_h (5.9). Os tempos (4, 5, 6 e 12 anos) de acumulação de combustível estão associados a cobertos do sub-bosque de 50, 60, 70 e 90%, e quando tempo=5 o sub-bosque tem 0,8 m de altura.

Os valores de c são baixos em comparação com os seus homólogos em outras formações vegetais, em que c varia de 0,02, na charneca sub-lenhosa da Tasmânia que pode arder até $M=70\%$ (Marsden-Smedley e Catchpole 1995a), a 0,40 em *Eucalyptus sieberi* (Cheney et al. 1992). O coeficiente c da função $R=ae^{(-cM)}$ deverá depender das características físicas do combustível, sendo a velocidade de progressão menos afectada em leitos constituídos por partículas mais finas (Wilson 1982, 1990; Catchpole et al. 1998a), mas na prática, a sua estimacão é determinada mais pelas condições de experimentacão do que pelas características do complexo-combustível.

Cerca de 75% dos fogos experimentais executaram-se com $M>15\%$. Sabendo que a velocidade de propagação do fogo aumenta drasticamente para $M<10\%$, e, principalmente,

para $M < 6\%$ (Cheney 1981), o declive da curva exponencial certamente aumentaria se a base de dados abrangesse condições de secura mais extremas. É também provável que nessas condições o expoente c respondesse positivamente à velocidade do vento, tal como em Burrows (1999a, b).

Um valor único e médio de humidade do combustível morto, obtido por amostragem ou estimativa, dificilmente espelha as condições de humidade do combustível morto no campo, especialmente na época de fogo controlado. As fontes de heterogeneidade são várias, incluindo i) variação temporal contínua, ii) variação espacial em função do coberto arbóreo e fisiografia, e iii) existência de estratos de combustível específicos na sua natureza, composição e estrutura, e distintos na exposição e tempo de resposta aos factores atmosféricos. Como consequência de i) e iii) desenvolvem-se gradientes verticais de humidade na folhada e no sub-bosque, mais pronunciados quanto menos tempo tiver decorrido desde a última precipitação.

Neste estudo foi especialmente aparente o gradiente de humidade no sub-bosque, tendo a diferença entre M_{el} e M_{inf} atingido um máximo de 38%. Na Fig. V.8 a dispersão da R_b em torno da curva correspondente à folhada é menor que nos complexos mistos, o que em parte deverá ser atribuído à maior variação da humidade do combustível no segundo caso. Os resultados (Anexo IIIa) sugerem que M_{el} ou M_{inf} (não avaliados em todos os fogos) seriam tão efectivos quanto M na modelação de R . Em todo o caso é forte a associação entre M e a diferença entre M_{el} e M_{inf} ($p < 0,0001$, $r = 0,85$), o que sugere que M traduz adequadamente o perfil de humidade do sub-bosque.

Além do efeito de M , o complexo folhada-arbustos denotou uma ligeira influência da humidade da folhada inferior em R_b , que não julgámos pertinente introduzir no modelo 5.8. A extensão vertical da manta morta que contribui para a combustão com chama aumenta com a diminuição da velocidade do vento (Rothermel e Anderson 1966; Burrows 1999a) e é tida como maior num fogo em deslocação contra o vento do que num fogo a favor do vento (Cheney 1990; Burrows 1999a; Tolhurst e Cheney 1999), o que justificaria a influência de M_F no avanço do fogo.

Os combustíveis mortos estabeleciam continuidade entre a folhada e a copa arbustiva viva e, dependendo do tipo de sub-bosque, constituiriam entre metade e quatro quintos da carga total de combustível superficial, pelo que terão desempenhado o papel dominante na propagação do fogo. A não detecção de qualquer efeito da humidade do combustível vivo na propagação do fogo deverá, contudo, ser imputada essencialmente ao seu reduzido intervalo de variação nas queimas experimentais, com uma média de $102 \pm 2\%$ e valores superiores a 120% em sete ensaios apenas. A maioria dos fogos efectuou-se no Outono e Inverno, e, embora o grau de hidratação dos tecidos vivos das comunidades arbustivas em questão exiba um padrão sazonal, o acréscimo do Inverno para a Primavera é de pouca monta (Fernandes 1997b).

Efeito da velocidade do vento

Não se discerniu qualquer influência do vento na velocidade de propagação da retaguarda do fogo, tal como em estudos laboratoriais em folhada de *Pinus pinaster*, com ou sem declive (Ward 1971; Mendes-Lopes et al. 1998; Viegas 1998; Morandini et al. 2001b, 2002). Diversos outros autores declaram R_b independente da velocidade do vento ou praticamente insensível à sua variação (Beaufait 1965; Byram et al. 1966; Hough 1968; Van Wagner 1968a; Thomas 1971; McAlpine e Wakimoto 1991; Weise e Biging 1997; Cheney et al. 1998a). Ainda que a progressão do fogo se faça essencialmente à custa do calor transmitido através do complexo-combustível (Byram et al. 1966; Van Wagner 1968a; Viegas 1998), é de notar que o vento arrefece o combustível e origina um ângulo obtuso entre a chama e o leito de combustível, o que afecta negativamente a radiação da chama nele incidente (Ventura et al. 1998). Assim, R_0 pode superar R_b em terreno plano, tal como observado por Burrows (1999a) em queimas laboratoriais de folhada de eucalipto.

Quantificar adequada e universalmente a dependência de R_h em U é uma tarefa espinhosa (Beer 1991b, 1993). A diferença inerente à opção por uma curva exponencial ou por uma função potência é irrelevante (Beer 1991a), a não ser que o modelo seja extrapolado para ventos mais fortes, caso em que a equação exponencial produzirá estimativas irrealisticamente elevadas (e.g. Burrows 1999b). O efeito do vento na velocidade de propagação dianteira do fogo, tal como expresso pela função potência $R_h = aU^b$ varia consideravelmente na literatura, desde $b < 1$ (Pagni e Peterson 1973; Wolff et al. 1991; Cheney et al. 1992) até $b = 3$ (Beer 1993). No modelo de Rothermel (1972), onde b depende de σ , não são de esperar valores extremos inferiores a 0,5 ou superiores a 2,5.

Relações entre R_h e U do tipo exponencial ou potência com $b > 1$ são frequentemente reportadas para o campo (McArthur 1966, 1967; Cheney 1981; Buckley 1993; Beck 1995; Burrows 1999b). Mas referências a relações lineares são igualmente comuns na literatura, seja em folhada de pinheiro (Curry e Fons 1938; Szczygiel 1988) ou em comunidades arbustivas (Thomas 1971; Lindenmuth e Davis 1973), uma tendência especialmente notória nos estudos empíricos mais recentes (Cheney et al. 1993, 1998a; Marsden-Smedley e Catchpole 1995a; Catchpole et al. 1998b, 1999; Fogarty et al. 1998; McCaw 1998; Vega et al. 1998; Fernandes 2001); é importante frisar que todos eles se referem a complexos arbustivos e herbáceos, cujas características físicas pressuporiam relações curvilíneas e côncavas com o vento (Rothermel e Anderson 1966; Rothermel 1972).

Estudos diversos em túnel de combustão indicam relações não-lineares entre R_h e U (Fons 1946; Byram et al. 1966; Ward 1971, folhada de *P. pinaster*; Nelson e Adkins 1988; Hernando e Guijarro 1997, folhada de *P. pinaster* e arbustos; Burrows 1999a). No modelo de laboratório de Catchpole et al. (1998a), e com base em evidências do mundo real, é uma função potência ($b = 0,91$) que descreve o efeito do vento, apesar de um polinómio do 3º grau se ajustar melhor aos dados.

É muito provável que uma forma funcional única seja insuficiente para descrever R_h ao longo de todo o intervalo de variação de U (Beer 1991b, 1993). Se a resposta do fogo diferir acima e abaixo de uma determinada velocidade do vento é de esperar que o modelo ajustado traduza aumentos mais do que proporcionais na velocidade de progressão do fogo com o acréscimo da velocidade do vento. Aquele valor crítico de U pode corresponder ao limiar de propagação do fogo (Burrows et al. 1991; Buckley 1993), ou à transição da dominância pela pluma de convecção para a dominância pelo vento (Cheney et al. 1998a; Burrows 1999a, b). A distribuição dos dados pode originar um efeito similar: apesar da relação ser linear para $U > 5 \text{ km h}^{-1}$, Fernandes et al. (2000) obtiveram $b=1,83$ por ausência de observações abaixo daquela velocidade de vento.

A preponderância de queimas com teores de humidade elevados — $M > 15\%$ e $M_F > 100\%$ em aproximadamente 75% dos casos — limitou o consumo de combustível e o *output* convectivo, minimizando a resistência à acção do vento, e consequentemente limitando a tendência para $b > 1$. Os dados sugerem, como referido anteriormente, que a velocidade de deslocação da frente de chamas é pouco sensível a ventos menores que $2,5\text{-}3 \text{ km h}^{-1}$, mas não é possível afirmar categoricamente que $U=3 \text{ km h}^{-1}$ constitua o valor crítico a que o parágrafo anterior alude.

Neste estudo obtivemos $b=0,71$, sendo razoavelmente linear a relação entre a velocidade do vento e R_h para U entre 4 e 12 km h^{-1} (Fig. V.15). Cheney et al. (1992) reportam $b=0,65$ em condições comparáveis de vento, declive e largura da linha de ignição. A velocidade média do vento não superou 5 km h^{-1} em cerca de 70% dos fogos experimentais, o que é de molde a afectar a consistência da dependência de R_h em U (Cheney et al. 1998a). É também legítimo conjecturar que a curta distância de propagação do fogo e o correspondentemente reduzido tempo de observação tenham prejudicado a determinação da relação entre R_h e U , porque diminui com a escala temporal o erro incorrido na medição da velocidade do vento (Sullivan e Knight 2001), bem como a flutuação da velocidade de propagação do fogo causada pela variabilidade de U (Albini 1982a) e pela interacção entre o campo de ventos e a coluna de convecção do fogo³⁹.

Efeito do declive

São muito escassos os estudos da influência do declive na velocidade de propagação com base em experimentação de campo. A Fig. V.14. compara com os modelos existentes o efeito relativo da inclinação do terreno determinado neste estudo, excluindo aqueles relativos a tipos de vegetação aberta, onde o papel do declive parece ser bastante menos preponderante (Green 1981; Vega et al. 1998; Catchpole et al. 1999). O factor de declive

³⁹ Observámos em diversas queimas a alternância entre períodos de deslocação mais rápida e mais lenta do fogo, fenómeno descrito por autores diversos (Van Wagner 1968a; Wade e Ward 1973; Albini 1982b; Burrows et al. 1988b). Ao aumento da velocidade do vento que aproxima a chama do complexo-combustível e alarga a zona de combustão sucede um aumento de intensidade e o assumir de uma posição mais ou menos vertical pelas chamas; findo o consumo do combustível a impulsão vertical diminui e o efeito do vento volta a fazer-se sentir.

$e^{0,061DECL}$ para pinhal bravo surge entre as curvas de McArthur (1962) e Van Wagner (1977), e é praticamente idêntico ao factor $e^{0,062DECL}$ de Cheney et al. (1992) para floresta de *Eucalyptus sieberi* com sub-bosque.

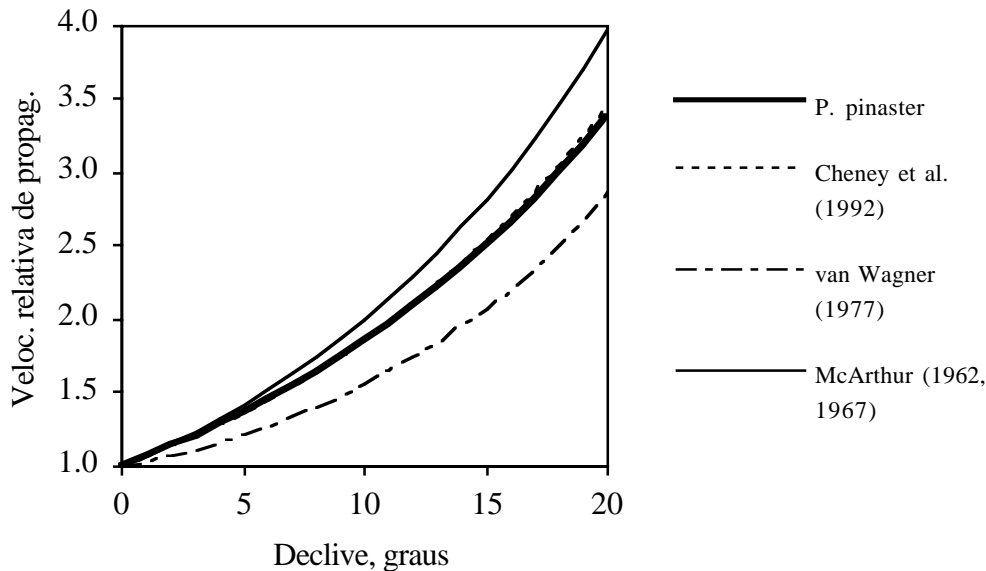


Fig. V.16. Efeito do declive do terreno na velocidade relativa de propagação do fogo em formações florestais de acordo com vários modelos empíricos, incluindo aquele desenvolvido neste estudo.

Os resultados deste estudo indicam que um declive de 20° mais do que triplica R_h em relação a terreno plano, e estão bastante próximos do que Dupuy (1995) observou num leito de agulhas de *Pinus pinaster* numa mesa de combustão. Para o mesmo tipo de combustível, Ward (1971) e Viegas (2002) obtiveram $R_h/R_0=2$, no primeiro caso com ignição pontual. A avaliar pelos gráficos de Byram et al. (1966) e Viegas (2002), e apesar dos prováveis problemas de escala associados às queimas laboratoriais, o efeito de declive determinado neste estudo deverá ser extrapolável para inclinações superiores a 20°.

Autores como Van Wagner (1988), Dupuy (1995), Burrows (1999a), e Dupuy e Larini (1999) observaram, — na ausência de vento e pelo menos até um determinado declive — que a velocidade de progressão do fogo no sentido descendente da encosta diminui com o declive, provavelmente devido a menor eficiência do pré-aquecimento por radiação. Tal não foi verificado em folhada de *Pinus pinaster* por Ward (1971), Jean (1992) e Morandini et al. (2001a, b), nem, com vento, por Mendes-Lopes et al. (1998). Assumindo que a influência conjunta do vento e do declive em R_b se exprime essencialmente através do ângulo formado pela chama e pelo leito combustível, a insensibilidade de R_b àquelas variáveis deverá estar relacionada com a relativamente reduzida variação daquele ângulo: entre 97 e 149°, com um valor médio bastante estável de $124 \pm 1^\circ$. Sendo assim, os efeitos do vento e do declive em R_b estarão implicitamente contidos na equação 5.3.

Efeito da estrutura do combustível

Modelar a influência do complexo-combustível na velocidade de propagação do fogo com base em experimentação de campo é uma tarefa árdua, dada a natureza complexa e heterogénea do combustível florestal, a correlação natural entre parâmetros, e dificuldades de definição e medição, além de que os efeitos dominantes do vento e do declive se conjugam para tornar pouco perceptível a influência de outros factores. Este estudo não fugiu à regra geral, ou seja, identificaram-se vários descritores do complexo-combustível com efeitos estatisticamente significativos na velocidade de progressão do fogo, sem ser possível distinguir as respectivas influências nem incluir mais do que uma variável nas equações. Os resultados obtidos dão preferência à percentagem de coberto do sub-bosque (R_b) e à respectiva altura (R_h) como preditores da velocidade de propagação do fogo em pinhal bravo, e sugerem que a carga de combustível (ou pelo menos a fracção folhada da carga de combustível) não afecta aquela característica do fogo.

A velocidade de propagação do fogo em pastagens australianas é independente da carga de combustível, embora seja afectada pela altura e compactação da vegetação (Gould 1991; Cheney et al. 1993). R_h não depende da carga de combustível em folhada de *Eucalyptus marginata* (Burrows 1999a, b), e em eucaliptal com importante componente herbácea, a falta de correlação de R com a carga de combustível foi atribuída à pouca variação desta variável (Buckley 1993). Os resultados destes estudos contradizem assim os modelos empíricos australianos de primeira geração (Noble et al. 1980; Cheney 1981), que na verdade assentam num pressuposto que não é suportado por evidências estatísticas publicadas (Tolhurst e Cheney 1999; Burrows 1999b). De modo similar, e nas formações florestais do Canadá, McAlpine (1995) não encontrou mais do que uma relação ténue entre R e a quantidade de combustível consumido, pelo que desaconselha o ajustamento (implementado no CFFBPS) da primeira através da segunda.

No modelo de Rothermel (1972) a velocidade de propagação é proporcional à razão entre a carga de combustível e o tempo de reacção (a duração da combustão com chama). Como o avanço do fogo não abarca simultaneamente toda a extensão vertical do complexo-combustível (Cheney 1990), o tempo de reacção deverá aumentar com a respectiva profundidade, o que, sendo ignorado, resultou numa dependência linear de R com a carga e espessura do combustível. Experimentação posterior estabeleceu que, para uma determinada compactação, R é quase (Wolff et al. 1991) ou totalmente (Catchpole et al. 1998a) independente da espessura do complexo-combustível e, conseqüentemente, da carga de combustível.

Esforços pioneiros de modelação empírica (Curry e Fons 1938) e física (Fons 1946) da velocidade de propagação ignoraram o possível efeito da quantidade de folhada de *Pinus ponderosa*. No mesmo tipo de combustível e em laboratório, McAlpine e Wakimoto (1991) não detectaram diferenças de R_b entre dois níveis de carga (que simultaneamente correspondiam a compactações diferentes). Em *P. elliotii* - *P. palustris*, Hough (1968) não observou qualquer efeito da quantidade de folhada na R_b . Pelo contrário, e em folhada de

Eucalyptus marginata, Burrows (1999a) encontrou uma relação directa entre R_0 e R_b e a carga de combustível. Nos ensaios de Gill et al. (1978) foram observados acréscimos da velocidade de combustão com o aumento da quantidade de folhada de *E. viminalis*. O modelo de Nelson e Adkins (1988) para fogos dominados pelo vento e derivado com base numa compilação de dados de laboratório e campo em combustíveis diversos, estima velocidades de propagação proporcionais ao consumo de combustível elevado a 0,25. Anderson (1964) constatou a existência de um limite de espessura da folhada acima do qual R não sofre acréscimos, e queimas em mesas e túneis de combustão mostram um aumento relativamente modesto da velocidade de propagação do fogo com a espessura ou quantidade da folhada de pinheiro, sendo a relação descritível por uma função potência cujo expoente varia de 0,25 a 0,5 (Ward 1971; Dupuy 1995; Viegas et al. 1998). Ao triplicar a carga de agulhas de *P. pinaster*, Jean (1992) obteve apenas um acréscimo médio de 30% na velocidade de propagação, o qual foi independente do sentido de deslocação em relação ao declive da mesa de combustão.

As incongruências associadas à determinação da relação entre R e W poderão advir, como Burrows (1999a) menciona, do conhecimento insuficiente dos mecanismos fundamentais da combustão, e da dificuldade em avaliar a fracção do complexo-combustível que realmente contribui para a propagação do fogo. Nelson e Adkins (1988) conceptualizam a propagação de um fogo impulsionado pelo vento como o alongamento horizontal da chama à superfície do combustível, enquanto que Cheney (1990) a decompõe num componente horizontal e noutro vertical (do topo para a base do leito). A velocidade de progressão vertical é bastante sensível à compactação (Frandsen e Schuette 1978). Assim, e admitindo uma influência de W sobre R , manifestar-se-á quando a combustão com chama envolver quantidades de combustível proporcionalmente maiores: em leitos mais porosos e com um menor gradiente vertical de compactação, com vento fraco, — o qual diminui a razão entre as velocidades horizontal e vertical de propagação do fogo (Burrows 1999a) — e na ausência de variação do teor de humidade ao longo do perfil vertical do complexo-combustível. Assim, em folhada de *P. pinaster*, numa superfície plana, e sem vento, Morvan e Dupuy (2001) somente observaram independência entre R e W quando W alcançou 4 kg m⁻².

A carga de combustível é, evidentemente, apenas uma das características da vegetação que influencia a sua combustão, e o seu efeito não deve ser desligado do contexto estrutural global (Burrows 2001; Gould et al. 2001). Unicamente em condições laboratoriais é possível estudar inequivocamente a influência dos descritores geométricos e estruturais das partículas e do complexo-combustível sobre o comportamento do fogo (Fons 1946; Rothermel e Anderson 1966; Anderson 1969; Rothermel 1972; Wilson 1982, 1990; Anderson 1990; Wolff et al. 1991; Catchpole et al. 1993, 1998a), ainda que tal já tenha sido tentado no campo por correlação directa (Brown 1972; Lindenmuth e Davis 1973; Cheney et al. 1993; Vega et al. 1996) ou indirecta (por análise do efeito da composição em espécies, Fernandes et al. 2000). Discussões em torno da selecção da variável do combustível mais pertinente muito dificilmente são conclusivas e, ainda que a filosofia subjacente à

modelação empírica não envolva o estabelecimento de relações causa-efeito, os critérios estatísticos e operacionais que presidem às opções de modelação podem ser complementados teoricamente e com o conhecimento obtido em experiências de combustão em ambiente controlado.

À disposição microestrutural das partículas de combustível, parcialmente descritível por indicadores de porosidade (ou de compactação), é atribuído um papel fundamental na facilidade e rapidez de ignição e combustão, dada a influência que exerce na circulação e disponibilidade de O_2 e na eficiência de transferência de energia. Assim, Fons (1946) quantificou o efeito da porosidade⁴⁰ como $R \propto \lambda^{0,5}$, e no modelo de Rothermel (1972) R decresce com β em combustíveis finos, tendo Wolff et al. (1991) e Catchpole et al. (1998a) verificado que a velocidade de propagação do fogo diminui com $\beta^{-0,5}$. Vega et al. (1996) obtiveram $R \propto \beta^{-0,57}$ em matos da Galiza. Não sendo o melhor descritor da compactação, a massa volúmica é contudo o mais conveniente, e aquele que está presente no modelo semi-físico de Thomas (1971), no qual $R \propto \rho_b^{-1}$. Fourty (1993), analisando queimas em estratos de *Quercus coccifera* dispostos de acordo com várias combinações de carga e altura concluiu que a velocidade do fogo era controlada pela ρ_b .

São comuns as alusões na literatura a relações inversas entre a altura da vegetação arbustiva e a sua massa volúmica (Brown 1982; Frandsen 1983; Papió e Trabaud 1991; Armand et al. 1993). O mesmo sucede com o feto *Pteridium aquilinum* (Fernandes et al. 2002a), com o tojo *Ulex minor* (dados não publicados, em ficheiro na UTAD-DF) e com as espécies *Chamaespartium tridentatum* e *Erica umbellata* (Fernandes e Rego 1998c). Reanalizando os dados respeitantes ao último estudo citado (que decorreu na mesma área geográfica) temos que $H \propto \rho_b^{-0,66}$ ($r^2=0,59$) para a carqueja, e $H \propto \rho_b^{-0,47}$ ($r^2=0,46$) para a urze. Por substituição na equação 5.9, $R_h \propto \rho_b^{-0,18}$ e $R_h \propto \rho_b^{-0,13}$, respectivamente, o que denota um efeito substancialmente inferior àquele que Catchpole et al. (1998a) isolaram em condições controladas.

Outros modelos empíricos (Fig. V.17) recorrem igualmente à altura da vegetação e à forma funcional H^b para descreverem o efeito do complexo-combustível na propagação do fogo, nomeadamente em comunidades arbustivas diversas na Austrália e Nova Zelândia ($b=0,49$, Catchpole et al. 1999), urzais, carqueijais e tojais da Galiza ($b=0,66$, Vega et al. 1998), e matos diversos em Portugal ($b=0,82$, Fernandes 2001). Comparativamente, as equações para *Pinus pinaster* e *Eucalyptus sieberi* (Cheney et al. 1992) apontam para um efeito menos acentuado da estrutura do sub-bosque sobre a propagação do fogo. Note-se que o comportamento do fogo em formações florestais é condicionado pela junção de dois (ou mais) estratos com estruturas distintas, cuja interacção está implicitamente contida nas equações.

⁴⁰ λ é a porosidade, definida como a razão entre o volume do complexo-combustível não ocupado por partículas e a área superficial do combustível (Rothermel e Anderson 1966).

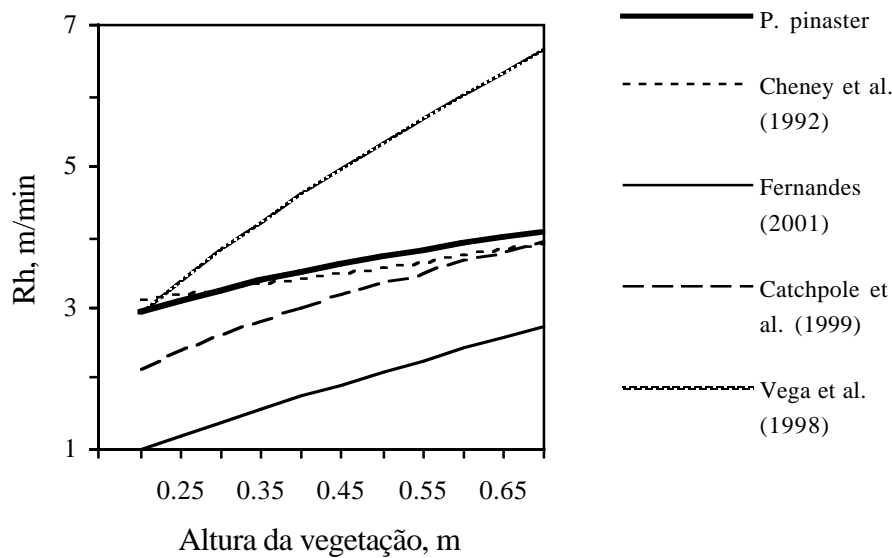


Fig. V.17. Efeito da altura do combustível superficial aéreo na velocidade dianteira de propagação do fogo, de acordo com vários modelos empíricos. Simulações efectuadas com $U=5 \text{ km hr}^{-1}$, $M=12\%$ e declive nulo.

Estudos da dinâmica do combustível nas serras da Padrela (Fernandes e Rego 1998b) e da Malcata (Fernandes et al. 2000b) em comunidades de *C. tridentatum* e *E. umbellata* mostram que o desenvolvimento arbustivo em altura e coberto é paralelo não só ao aumento da biomassa, como também ao incremento da percentagem de combustível morto e da porosidade. A altura e o coberto deverão traduzir o efeito global da estrutura do sub-bosque na velocidade de propagação, independentemente da sua acção ser directa ou indirecta, sendo variáveis de mensuração fácil e que são monitorizadas rotineiramente no âmbito da prática do fogo controlado em Portugal (Fernandes et al. 1999). Do ponto de vista operacional há todo o interesse em poder reduzir o efeito físico do complexo-combustível a estas duas variáveis, que são relacionáveis com o tempo desde a última intervenção e cuja combinação é convertível em carga de combustível (Fernandes et al. 2002a). No entanto, a aplicabilidade das equações 5.8 e 5.9 deverá ser questionada em comunidades florísticas fisionomicamente similares mas divergentes na estrutura de correlação entre os descritores do combustível.

A não ser na presença de ventos ligeiros (seguramente até 3 km/h) não se recomenda a extensão da equação 5.9 a fogos que se propaguem mais do que 10 a 15 m a partir da linha de ignição, o que excede as necessidades de um fogo prescrito conduzido por linhas de ignição consecutivas. Não se recomenda a utilização das equações de predição da velocidade de propagação fora dos intervalos de variação do Quadro V.9. Ainda assim, não deixa de constituir um exercício interessante o confronto das estimativas do modelo 5.9 com as velocidades de propagação observadas em fogos experimentais e incêndios em plantações de *Pinus pinaster* na Austrália:

1. O estudo de Burrows et al. (1988b) decorreu com M entre 10 e 12%, num pinhal denso e não desramado com continuidade vertical entre o combustível superficial e a copa das árvores. Incluiu períodos de fogo de copas, durante os quais a velocidade de propagação aumentava 2-5 vezes. A R_h média do fogo de superfície foi 2,5 vezes maior do que a estimativa produzida pela equação 5.9, uma diferença presumivelmente causada pela natureza do complexo-combustível e pela dimensão (1,3 ha) das parcelas.
2. McArthur et al. (1966), Smith (1992) e Burrows et al. (2000) documentam detalhadamente o comportamento de incêndios sob condições meteorológicas severas. Embora a velocidade do vento à superfície esteja dentro da variação observada neste estudo, a humidade do combustível morto variou entre 5 e 7%. A equação 5.9 subestima 2,5 a 3,3 vezes a velocidade de propagação observada ou deduzida.

V.2.3. GEOMETRIA E INTENSIDADE DA FRENTE DE CHAMAS

V.2.3.1. Comprimento e altura da chama

O comprimento ou a altura da chama são os mais práticos descritores da energia libertada por um fogo prescrito. As estimativas efectuadas em Portugal durante a monitorização do fogo controlado respeitam tradicionalmente à altura da chama (Fernandes et al. 1999). Não minimizando a conveniência de poder predizer ambas as dimensões da frente de chamas, faz sentido dar mais atenção à modelação daquela mais estreitamente associada à intensidade do fogo e potencialmente mais relacionada com os seus efeitos. O comprimento L ganha alguma vantagem em relação à altura h_F , já que a função $\ln(I_B)=a+b \ln(L)$ explica 75% da variação da intensidade frontal de Byram, um acréscimo de 7% em relação à função homóloga com h_F como variável independente.

Aproximar o comprimento da chama L a uma função potência de I_B é uma prática recorrente desde Byram (1959a). Os coeficientes do modelo $L=pI_B^q$ são teoricamente diferentes para a propagação dianteira e traseira do fogo (Nelson 1980) e respondem à estrutura do complexo-combustível (Cheney 1990). O teste aos efeitos das variáveis categóricas sentido de propagação e tipo de complexo-combustível, efectuado de acordo com o método descrito por Myers (1990), revelou apenas a influência da primeira; ainda assim, apresentam-se no Anexo V gráficos que discriminam os efeitos do complexo-combustível. As equações $L-I_B$ para a propagação da retaguarda e da cabeceira do fogo são:

$$L_b=0,0461 I_{B-b}^{0,641} \quad (\text{s.e.}=0,0107 \text{ e } 0,050) \quad (5.10)$$

$$L_h=0,0742 I_{B-h}^{0,492} \quad (\text{s.e.}=0,0197 \text{ e } 0,041) \quad (5.11)$$

com L em metros e I_B em kW m^{-1} . Os respectivos coeficientes obtiveram-se por regressão não-linear usando mínimos quadrados ponderados (Carroll e Ruppert 1988), após constatação da existência de heterocedasticidade na variância do erro σ^2 , a qual exibiu uma

tendência de aumento com a variável independente x . A variância do erro foi modelada como $\sigma^2 = x^k$ e os pesos individuais w_i tomaram os valores $(\sigma_i^2)^{-1}$.

O calor de combustão h_c varia num intervalo estrito em comparação com os outros componentes (R e w) do cálculo de I_B , sendo lícito proceder a uma simplificação e assumir valores constantes para uso com as equações 5.10 e 5.11. 20000, 19800 e 18500 kJ kg⁻¹ estão próximos das médias obtidas neste estudo para folhada, folhada-arbustos, e folhada-herbáceas/fetos, respectivamente.

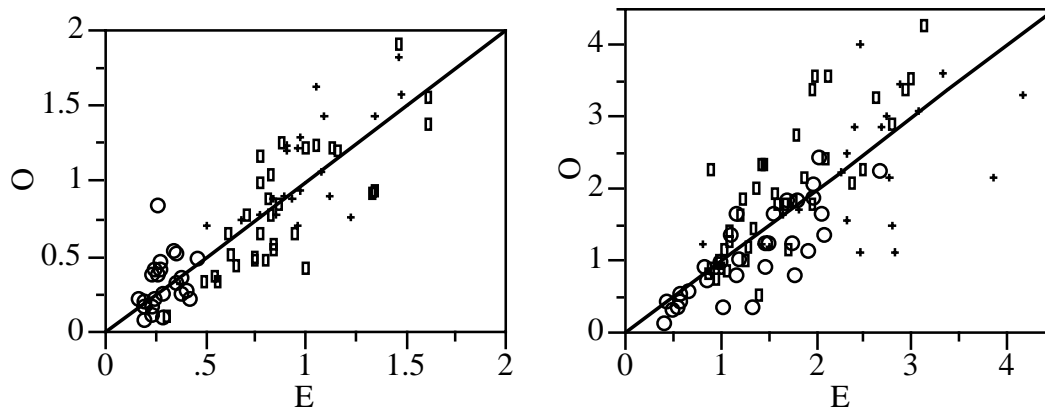


Fig. V.18. Verificação do desempenho dos modelos 5.10 (esquerda) e 5.11 (direita) no conjunto de dados de ajustamento: comprimentos da chama observados e estimados (m).

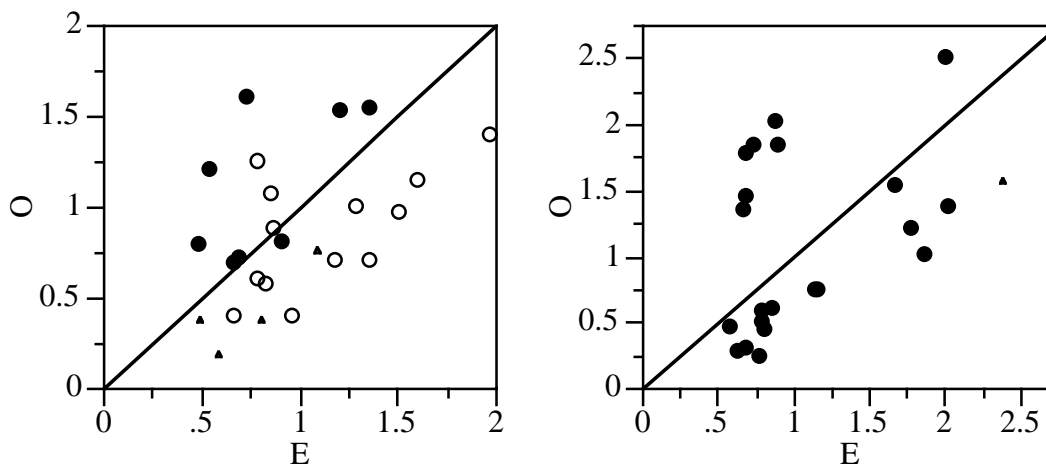


Fig. V.19. Validação dos modelos 5.10 (esquerda, $n=25$) e 5.11 (direita, $n=22$) com dados independentes: comprimentos da chama observados e estimados (m). Os dados respeitam a fogos experimentais (círculo negro) e operacionais (círculo) em *P. pinaster*, e a queimas experimentais em *P. nigra* (triângulo).

Predizer as dimensões da chama com base nas relações 5.10 e 5.11 implica assumir alguns pressupostos relativamente à intensidade de Byram, pelo que será preferível relacionar L com variáveis mensuráveis. A velocidade de progressão do fogo explica 46% da variação de L , havendo contributos adicionais e significativos da carga de combustível superficial, das humidades do combustível M e M_F , e do sentido de deslocação do fogo.

Retendo somente as três variáveis mais importantes e aplicando regressão não-linear ponderada (em função da relação entre a variância dos resíduos e R) obtém-se

$$L=0,574 R^{0,416} W_{\text{sup}}^{0,611} \exp(-0,029 M) \quad (5.12)$$

com erros padrões de 0,113, 0,021, 0,066, e 0,003, e estatísticas de ajustamento mais favoráveis do que as equações 5.10 e 5.11 (Quadro V.16). As únicas variáveis capazes de melhorar a equação anterior são a redução da folhada inferior ($p=0,0029$) ou o respectivo teor de humidade ($p=0,0139$), mas a expressão quantitativa destes efeitos é tão subtil que não justifica adição a 5.12.

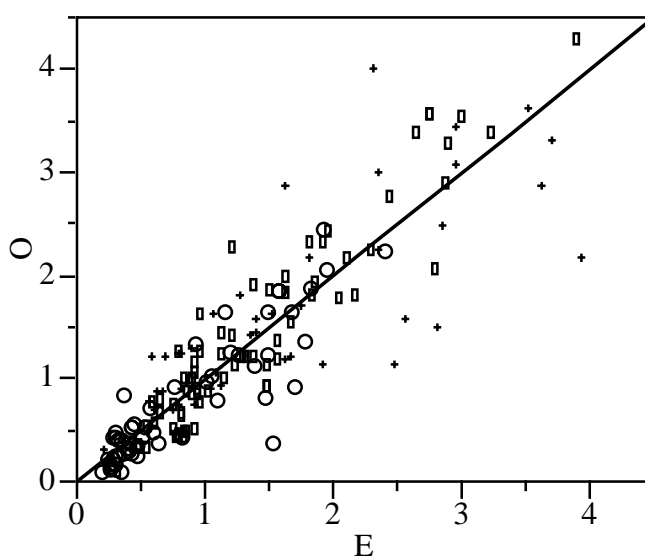


Fig. V.20. Verificação do desempenho do modelo 5.12 no conjunto de dados de ajustamento: comprimento da chama (m) observado *versus* estimado.

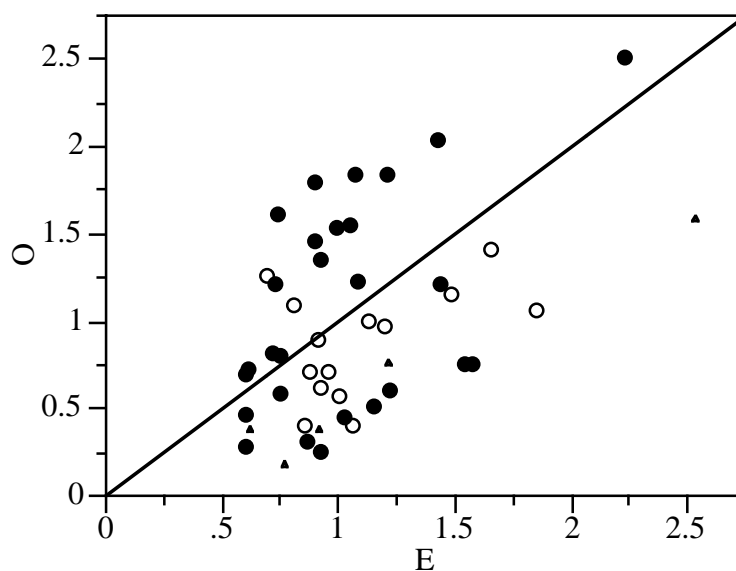


Fig. V.21. Validação do modelo 5.12 com dados independentes ($n=46$): comprimento da chama (m) observado *versus* estimado. Os dados respeitam a queimas experimentais (círculo negro) e operacionais em *P. pinaster*, e a fogos experimentais em *Pinus nigra* (triângulo).

Os coeficientes estandardizados β da regressão linear entre $\ln(L)$ e as variáveis de 5.12 transformadas logaritmicamente indicam que o comprimento da chama é dominado pela velocidade de propagação ($\beta=0,72$, $p<0,0001$), e que a carga ($\beta=0,35$, $p<0,0001$) e humidade do combustível superficial ($\beta=-0,32$, $p<0,0001$) têm efeitos próximos, não havendo problemas de colinearidade (VIF máximo=1,04). A equação 5.12 é apresentada na Fig. V.22.

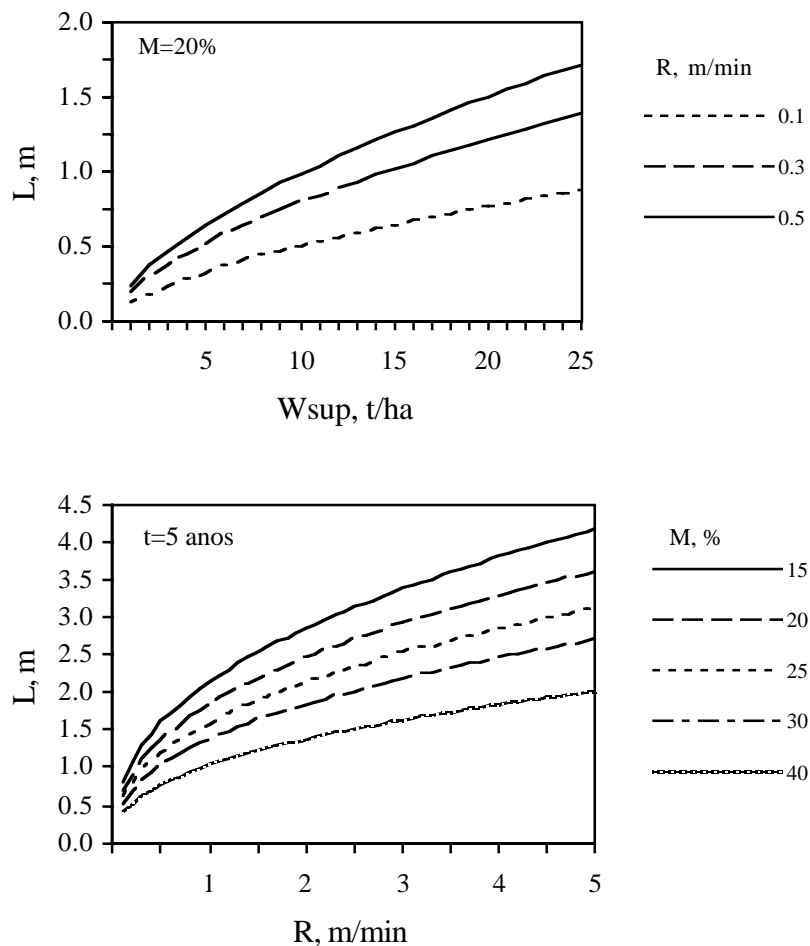


Fig. V.22. Representações gráficas da equação 5.12 para estimativa do comprimento da chama. Os gráficos superior e inferior respeitam à predição de L_b e L_h , respectivamente. Cinco anos de acumulação de combustível correspondem a $W_{sup}=17,5 \text{ t ha}^{-1}$, de acordo com os padrões de acumulação de combustível no Alto Minho.

A altura e o comprimento da chama estão estreitamente associados ($r^2=0,81$) e, em média, a primeira é 0,8 vezes inferior à segunda. Intuitivamente, as acções do vento e do declive sobre a chama serão responsáveis pelo seu menor ou maior alongamento, o que é confirmado por uma regressão passo a passo entre L e a totalidade dos descritores disponíveis, individualizada de acordo com o sentido de propagação do fogo:

$$L_b = 1,37h_F + 0,03U + 0,02DECL - 0,12 \quad (R^2=0,87) \quad (5.13)$$

$$L_h = 1,10h_F + 0,09U + 0,05DECL - 0,32 \quad (R^2=0,92) \quad (5.14)$$

A utilização das equações anteriores para estimar h_F é pouco recomendável, nomeadamente porque a determinação de uma variável descritiva do comportamento do fogo é intermediada por outras duas. De forma mais directa e com menor propagação de erro, e enveredando pela abordagem de modelação que deu origem à expressão 5.12, obtém-se

$$h_F = 0,155 R^{0,438} W_{sup} \exp(-0,028 M) \quad (5.15)$$

com erros padrões de 0,014, 0,024 e 0,004, e $R^2=0,89$. O expoente associado à carga de combustível foi estimado em 1,005, o que justifica a sua ausência da equação. Havendo neste caso heterogeneidade da variância do erro em relação às três variáveis independentes, a aplicação do método dos mínimos quadrados foi ponderada de acordo com um modelo de erro combinado e multiplicativo (Parresol 1993). A carga de combustível ($\beta=0,50$) é agora quase tão importante quanto a velocidade de propagação ($\beta=0,63$), enquanto que a influência de M se mantém em segundo plano ($\beta=-0,25$).

Verifica-se alguma influência adicional do complexo-combustível sobre a altura da chama, sendo significativas, entre outras variáveis, a carga ($p=0,0164$) e o coberto ($p=0,0011$) do estrato arbustivo. Na prática o resultado de 5.15 deverá ser acrescido de 0,2 m no complexo folhada-arbustos. Há também uma tendência (não significativa, $p=0,0694$) para h_F diminuir com o acréscimo da M_F .

Quadro V.16. Estatísticas de ajustamento dos modelos para estimação do comprimento (L_b , 5.10; L_h , 5.11; L , 5.12) e altura da chama (5.15).

Equação	R ²	Resíduos		MAE	MA%E (desv. padr.)
		Varição	Média		
5.10	0,737	-0,57 - 0,58	0,00	0,18	36,7 (42,7)
5.11	0,666	-1,69 - 1,57	0,00	0,45	36,0 (49,6)
5.12	0,810	-1,77 - 1,70	0,00	0,30	34,6 (45,4)
5.15	0,892	-1,73 - 1,92	0,00	0,28	43,0 (56,2)

Quadro V.17. Estatísticas de validação dos modelos para estimação do comprimento da chama (L_b , 5.10; L_h , 5.11; L , 5.12).

Eq.	MAE	MA%E (desvio padrão)	Regressão linear		EF	
			R ²	Interceptor ^a Declive ^b		
5.10 (n=8)	0,29	25,2 (21,6)	0,33	0,31 n.s.	1,19 n.s.	-1,14
5.11 (n=21)	0,56	64,3 (44,3)	0,15	0,53 n.s.	0,53 n.s.	-0,76
5.12 (n=29)	0,46	62,5 (63,1)	0,23	0,27 n.s.	0,78 n.s.	-1,10

^a A significância indica se o coeficiente é diferente de 0. ^b a significância indica se o coeficiente é diferente de 1. ^c Observações no complexo folhada-arbustos. n.s. não significativo.

O conteúdo das Figs. V.18 a V.21 e dos Quadros V.16 e V.17 informa acerca do desempenho estatístico dos modelos de chama. Os resultados do ajustamento são satisfatórios, tendo em conta as características do fenómeno em estudo e a simplicidade da metodologia utilizada no campo. A concordância entre as estimativas dos modelos e as observações é naturalmente superior para chamas menores que 1-1,5 m, as mais conformes com o conceito de fogo controlado. Ainda que os erros médios absolutos se aproximem daqueles obtidos na fase de ajustamento das equações e não haja enviesamentos significativos, os resultados da aplicação dos modelos a dados independentes são bastante sofríveis, dada a reduzida relação entre as predições e as observações e os valores negativos da EF. As estatísticas do Quadro V.17 não devem ser tomadas como o resultado de um genuíno exercício de validação preditiva, já que nos dados independentes estão implícitos métodos de medição distintos, critérios individuais de observação, e até interpretações diferentes do que são as dimensões da chama.

V.2.3.2. Inclinação da chama

A inclinação da frente de chamas é determinada pela importância relativa das forças horizontal do vento e vertical (ascensional) da coluna de convecção. Os estudos e modelos de inclinação da chama (Putnam 1965; Rothermel e Anderson 1966; Nelson 1980; Albini 1981; Nelson e Adkins 1986; Martin et al. 1991; Weise e Biging 1996) ou da pluma de convecção (Van Wagner 1973; Carrier et al. 1991; Wolff et al. 1991; Alexander 1998) com alicerce teórico socorrem-se de várias modalidades de expressão da razão entre aquelas duas quantidades.

Talvez o uso de U/W_{sup} , ou de W_{sup}/U , como em Carrier et al. (1991), constitua o modo mais simples de descrever a relação referida no parágrafo anterior. O ajustamento de uma função potência de U/W_{sup} (Fig. V.22) explicou 47% da variação existente no ângulo ($^\circ$) de inclinação da frente dianteira de chamas em relação à vertical, α_h :

$$\alpha_h = 47,763(U/W_{\text{sup}})^{0,412} \quad (\text{s.e.}=1,624 \text{ e } 0,049) \quad (5.16)$$

Idêntico procedimento em relação a α_b revelou uma resposta a U/W_{sup} bastante menos vincada (expoente=0,18; $r^2=0,24$).

Albini (1981) relaciona o quadrado da tangente de α com o número de Froude baseado na altura da chama, ou seja, com a variável adimensional $Fr=u^2/gh_F$, em que g é a aceleração da gravidade ($9,8 \text{ m s}^{-2}$) e u é a velocidade do vento em m s^{-1} . Esta abordagem é válida apenas para fogos impelidos pelo vento e a sua aplicação (representada na Fig. V.23) resulta em

$$\tan \alpha_h = 1,410 Fr^{0,281} \quad (\text{s.e.}=0,064 \text{ e } 0,025) \quad (5.17)$$

com uma qualidade de ajustamento ($r^2=0,59$) superior àquela conseguida através da expressão 5.16.

As tentativas de correlação expressas em 5.16 e 5.17 procuram beneficiar do conhecimento teórico existente. Uma análise puramente empírica dos dados por regressão passo-a-passo identifica como influências significativas em α_h a velocidade do vento ($p=0,0000$) e a carga de combustível superficial ($p=0,0000$), as quais explicam 52% da variação, e, absorvendo mais 5% da variação, o declive do terreno ($p=0,0006$). A expressão correspondente é

$$\alpha_h=34,516+2,298 U-1,554 W_{sup}+0,766 DECL \quad (R^2=0,58) \quad (5.18)$$

Apenas a carga de combustível superficial ($p=0,0000$) e a velocidade do vento ($p=0,0007$) são seleccionadas ao repetir a análise para a frente de propagação oposta:

$$\alpha_b=50,165+1,240 U-1,332 W_{sup} \quad (R^2=0,35) \quad (5.19)$$

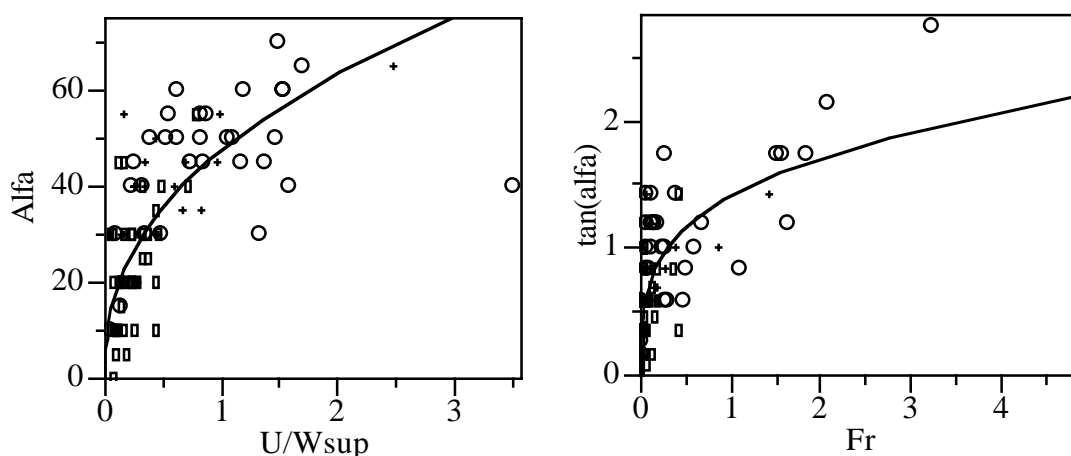


Fig. V.23. Relações entre o ângulo α ($^\circ$) de inclinação da frente de propagação dianteira do fogo e a razão entre a velocidade do vento e a carga de combustível superficial (Eq. 5.16), e entre a tangente daquele ângulo e o número de Froude baseado na altura da chama (Eq. 5.17).

V.2.3.3. Intensidade frontal de Byram

Basear a predição da dimensão das chamas na intensidade de Byram tem o inconveniente a que já aludimos. Tal não diminui a utilidade das relações do tipo $L-I_B$ que, havendo interesse em traduzir um determinado comprimento de chama no seu potencial energético aproximado, se podem inverter para obter estimativas de I_B . Assim, as equações 5.10 e 5.11 correspondem respectivamente a

$$I_{B-b}=121,2 L_b^{1,559} \quad (5.20)$$

$$I_{B-h}=197,7 L_h^{2,033} \quad (5.21)$$

Idealmente, e para possibilitar o uso em tempo real, seria preferível correlacionar I_B com h_F , cuja medição é simultaneamente mais fácil e menos subjectiva. Albini (1981) formula a relação entre h_F e I_B em fogos dominados pelo vento como $h_F = AI_B/u$, em que A é uma constante. À semelhança de Nelson e Adkins (1986) derivámos uma estimativa para aquela constante, obtendo $A=507,4$ com dispersão acentuada em torno da recta de regressão ($R^2=0,59$). A melhoria que advém do ajustamento de uma função potência é ligeira ($R^2=0,63$):

$$I_{B-h} = 650,6 (u h_F)^{0,767} \quad (\text{s.e.} = 51,4 \text{ e } 0,069) \quad (5.22)$$

A intensidade da frente de propagação traseira não foi influenciada pela velocidade do vento, e a equação linear $I_{B-b} = 1,6 + 180,7 h_F$ absorve 80% da variação total. Não sendo o intercepto estatisticamente significativo, a relação é redutível a

$$I_{B-b} = 183,1 h_F \quad (\text{s.e.} = 5,8) \quad (5.23)$$

que sem dúvida constitui um modo expedito de derivar a intensidade de Byram a partir da observação da frente de chamas.

V.2.3.4. Discussão

A modelação da chama, particularmente com dados de campo, enfrenta dois problemas básicos. O primeiro respeita aos limites imprecisos e carácter instável da chama, que retiram sentido a qualquer pretensão de medir exactamente as suas dimensões (Rothermel e Deeming 1980; Beer 1991*b*), e que acentuam os enviesamentos individuais a que a apreciação visual está sujeita (Johnson 1982; Andrews e Sackett 1989; Rothermel 1991). Esta dupla subjectividade é parcialmente superável através de técnicas baseadas em sensores (e.g. Finney e Martin 1992; McCaw et al. 1997) ou na recolha e análise de imagens (e.g. Britton et al. 1977; Adkins 1995). O facto da geometria da chama ter sido avaliada sempre pelo mesmo observador deverá ter garantido a obtenção de estimativas consistentes, algumas das quais se compararam posteriormente com registos fotográficos.

O segundo problema é conceptual e afecta o desenvolvimento e a utilização de uma relação do tipo $L-I_B$. A determinação da grandeza w é apenas aproximada, mesmo quando se usam métodos experimentais sofisticados (e.g. Burrows 1994), porque não é possível apurar a fracção do consumo total que ocorre na fase de combustão com chama, nem qual o contributo individual de cada categoria de combustível (Alexander 1982; Cheney 1990; Rothermel 1994). A natureza e quantidade relativa do combustível que alimenta a frente de chamas é variável e depende da humidade e estrutura (porosidade, composição) do complexo-combustível e da velocidade do vento (Cheney 1990).

A literatura é razoavelmente rica em relações do tipo $L-I_B$ (Byram 1959*a*; Thomas 1963; Nelson 1980; Nelson e Adkins 1986; Weise e Biging 1996; Catchpole et al. 1998*b*; Vega et al. 1998; Burrows 1999*b*) ou h_F-I_B (Marsden-Smedley e Catchpole 1995*a*). Há

divergências notórias entre os coeficientes das equações, devido às características do complexo-combustível, à variação experimental da intensidade, à interpretação e modo de medição das dimensões da chama, e aos pressupostos adoptados relativamente a h_c e a w (Alexander 1998). A equação 5.11 segue a tendência dominante, que indica que L_h é aproximadamente proporcional à raiz quadrada de I_B . A expressão 5.10 é consistente com a dependência teórica de L_b em $I_B^{2/3}$, formulada para fogos sem vento (Thomas 1963), mas também válida para fogos que se propaguem contra o vento (Nelson 1980).

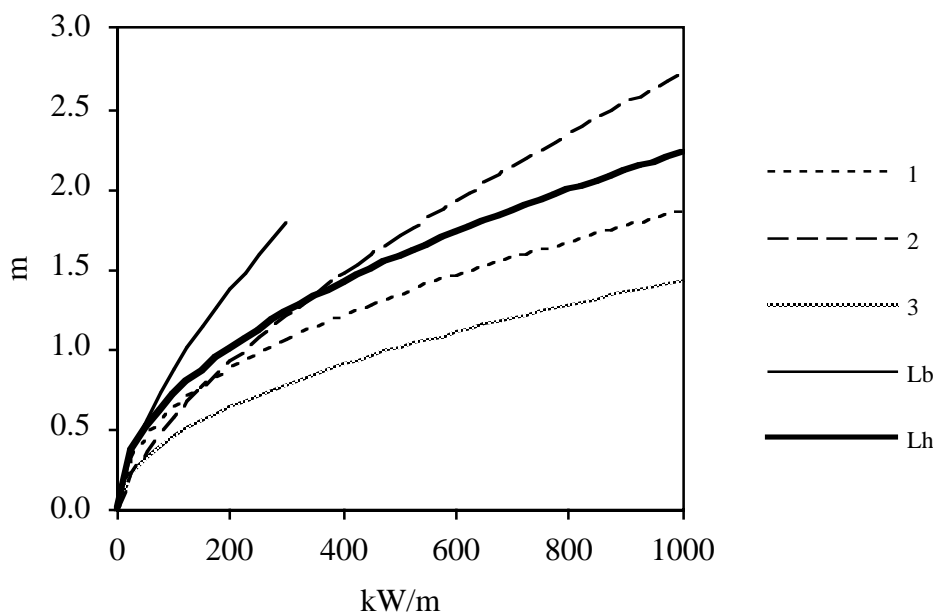


Fig. V.24. Relação entre o comprimento da chama e a intensidade de Byram dada pelos modelos de Byram (1), Thomas (2), Nelson e Adkins (3), e pelas equações 5.10 (L_b) e 5.11 (L_h).

A Fig. V.24 permite comparar as equações do tipo $L=pI_B^q$ (5.10 e 5.11) com os modelos mais vulgarmente utilizados. As equações de Byram (1959a) e Nelson e Adkins (1986) reflectem uma estrutura de combustível similar à que caracteriza o pinhal bravo, ou seja, um compósito razoavelmente poroso de folhada e sub-bosque; ambas subestimam o comprimento da chama, especialmente na propagação oposta ao vento. O expoente q da equação de Nelson e Adkins (1986) é idêntico ao da equação 5.11, mas a referência para a medição de L foi a orla dianteira da chama, o que contribuirá para explicar a subpredição de L_h em 35%. O modelo de chama de Vega et al. (1998) para matos da Galiza ($p=0,087$ e $q=0,493$, não representado na Fig. V.24) sobrestima L_h em apenas 17%, mas é também fruto de uma interpretação distinta do comprimento da chama, que foi medido a partir do topo da vegetação.

Duas relações entre o comprimento da chama e a intensidade de Byram estavam previamente disponíveis para pinhal bravo, elaboradas com base em conjuntos restritos de dados. A equação de Botelho et al. (1994) resulta predominantemente de dados relativos à

propagação traseira do fogo, e, apesar de subestimar as intensidades frontais obtidas neste estudo, indica que I_B é proporcional a $L^{1.57}$, o que a aproxima do modelo 5.20; o facto de assumir $h_c=18700 \text{ kJ kg}^{-1}$ terá contribuído para a subestima. Sucede o oposto com o polinómio de segundo grau que Vega (2001) ajustou a dados obtidos em queimas (até 1000 kW m^{-1}) conduzidas na Galiza por linhas sucessivas a favor do vento, o que em parte é explicável pela estimativa da I_B efectuada pelo autor, que não integra apenas a redução do combustível superficial.

A intensidade frontal de Byram não é evidentemente a variável ideal para estimar a dimensão da frente de chamas. As equações 5.12 e 5.15 contêm os factores que determinam a intensidade frontal de Byram se o poder calorífico superior do combustível se assumir constante, uma vez que o consumo de combustível é determinado pela sua quantidade e humidade, e também porque o calor de combustão depende da humidade do combustível; é interessante notar que, com base em queimas de agulhas de *Pinus* em laboratório, Catchpole et al. (2002) descrevem a eficiência da combustão (fracção do combustível que arde com chama) através de um termo exponencial associado a M .

As expressões 5.12 e 5.15 não devem ser interpretadas literalmente, isto é, o aumento da dimensão das chamas não é consequência directa da velocidade do fogo, mas sim dos factores que a determinam, e embora R tenha o peso maior no resultado final, a influência dos restantes factores não deve ser minorizada. Assim, a altura da chama aumenta linearmente com a carga de combustível superficial, e a observação da Fig. V.22 mostra que L se reduz a metade se M aumentar de 15 para 40% e as outras variáveis se mantiverem constantes.

O comprimento da chama aumentou para menores humidades e maiores consumos da folhada inferior. A tradução numérica deste efeito foi tão pouco perceptível que desprezámos o contributo da folhada em decomposição para a libertação de energia na forma de chama. Vega et al. (1993a), com base em queimas em condições controladas, reportam que o horizonte F da folhada de *P. pinaster* contribui para a dimensão da chama se o seu teor de humidade for menor que 60%.

Estudos empíricos em terreno plano quantificaram a inclinação da chama em função da velocidade do vento (Szczygiel 1988) e da velocidade do vento (ou velocidade de propagação) e carga de combustível (Burrows 1999a). Verificámos que o declive contribui também para inclinar a frente de chamas dianteira, mas, tal como constatado por Weise e Bigings (1996), a magnitude do efeito foi reduzida, o que poderá estar relacionado com a moderada pendente do terreno nos locais de estudo. O expoente 0,28 da equação 5.17 afasta-se dos valores 0,5 de Albin (1981) e 0,57 de Weise e Bigings (1996), mas é praticamente idêntico à cifra de 0,29 de Nelson e Adkins (1986). O modesto desempenho estatístico das equações 5.16 a 5.19 não surpreende, em face das deficiências de exactidão e precisão inerentes ao método de medição do ângulo de inclinação da chama; note-se porém que a qualidade dos ajustamentos reportados por Weise e Bigings (1996) é similar, ainda que referidos a experimentação em laboratório com equipamento de análise de imagem.

As formulações teóricas e semi-empíricas respeitantes à declinação da chama actualmente disponíveis são claramente insuficientes, já que se aplicam somente a fogos em superfícies horizontais e a favor do vento. O ângulo de inclinação da frente de chamas oposta ao vento superou em 8° (valor médio) o ângulo da frente de propagação dianteira no mesmo fogo, provavelmente porque a profundidade da chama é menor no primeiro caso e a actividade convectiva que é gerada opõe menos resistência ao vento. A dificuldade em descrever α_b advirá também da menor dimensão (por vezes associada a curvatura) das chamas na retaguarda do fogo, que dificulta a identificação do respectivo ângulo de inclinação.

Nem a prática do fogo prescrito requer a estimação do ângulo de inclinação da chama nem as equações descritivas da variação de α têm carácter preditivo. Ainda assim, permitem simulações que podem ter utilidade para perceber as condições em que ocorre dano foliar no estrato arbóreo. A Fig. V.25 representa α para várias combinações de velocidade do vento e carga de combustível, de acordo com a equação 5.16. O facto do ângulo de inclinação estimado variar apenas entre 10 e 75° deverá estar relacionado com o efeito do declive do terreno que a equação implicitamente contém.

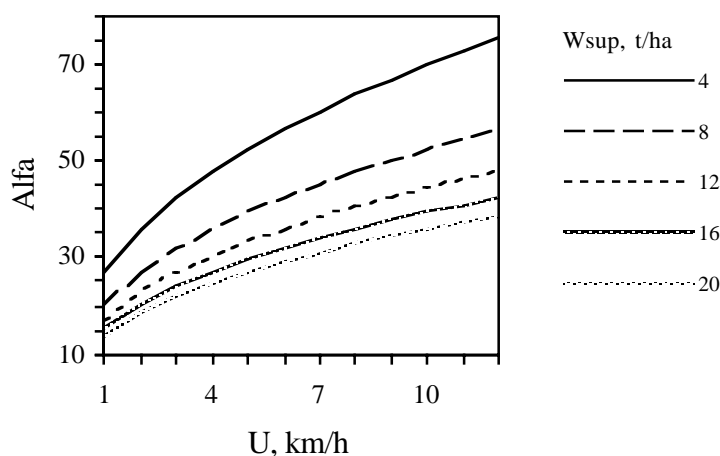


Fig. V.25. Ângulo α ($^\circ$) de inclinação com a vertical da frente de chamas dianteira (Eq. 5.16).

A estimação da intensidade de Byram a partir do comprimento da chama da cabeceira do fogo com a equação 5.21 indica que fogos com comprimentos de chama de 1,6 a 3,8 m em povoamentos de *Pinus pinaster* são de intensidade moderada na escala de Cheney (1981), ou seja terão 500 a 3000 kW m⁻¹. A intensidade da propagação traseira é reduzida até $L=2,5$ m (equação 5.20) ou $h_F=2,7$ m (equação 5.23), mas estes limites devem ser encarados com substanciais reservas, já que a máxima I_B observada foi de 255 kW m⁻¹. A intensidade de Byram dificilmente constituirá termo de comparação entre o comportamento

do fogo em formações vegetais que dêem origem a leitos de combustível estruturalmente diferentes (Cheney 1990).

VI. IMPACTE DIRECTO DO FOGO DE INTENSIDADE REDUZIDA A MODERADA: MODELOS PARA PINHAL BRAVO

VI.1. MODELAÇÃO DA REDUÇÃO DE COMBUSTÍVEL

O Quadro VI.1 documenta a variação dos vários descritores do consumo de combustível, discriminada por complexo-combustível. Os intervalos correspondentes aos factores essenciais que determinam a redução de combustível, isto é, a sua quantidade e humidade, foram previamente apresentados no Quadro V.9.

Quadro VI.1. Variação e valores médios dos descritores de consumo do combustível, discriminados por complexo-combustível.

Variável	Complexo-combustível					
	Folhada (n=27)		Folhada-arbustos (n=39) *		Folhada-ervas/fetos (n=26)	
	Intervalo	Média	Intervalo	Média	Intervalo	Média
PQ	1,7 - 5,0	3,1	0,7 - 14,6	6,4	0,6 - 11,8	6,4
w_L	2,8 - 12,0	5,2	2,6 - 11,9	4,9	0,9 - 4,9	3,0
Pw_L	68,4 - 100	96,1	79,2 - 100	98,5	49,3 - 100	94,5
w_F	0 - 11,7	4,4	0 - 15,1	4,7	0 - 9,2	4,0
Pw_F	0 - 93,4	29,5	0 - 96,2	37,0	0 - 85,1	42,7
w_{LF}	3,8 - 16,2	9,2	3,1 - 19,0	9,3	0,9 - 11,8	7,2
Pw_{LF}	30,2 - 95,1	50,9	14,1 - 97,3	54,5	5,5 - 90,4	56,2
w_a	-	-	1,2 - 10,2	5,8	-	-
Pw_a	-	-	46,7 - 99,2	77,9	-	-
d_t	-	-	1 - 8	3,1	-	-

* n=21 para os descritores de redução arbustiva. PQ = profundidade de queima, cm; w_L = consumo de folhada superficial, t ha⁻¹; Pw_L = consumo percentual de folhada superficial; w_F = consumo de folhada inferior, t ha⁻¹; Pw_F = consumo percentual de folhada inferior; w_{LF} = consumo de folhada, t ha⁻¹; Pw_{LF} = consumo percentual de folhada; w_a = consumo de arbustos <6 mm, t ha⁻¹; Pw_a = consumo percentual de arbustos <6 mm, %; d_t = diâmetro terminal dos ramos residuais dos arbustos, mm.

Ressalta do Quadro VI.1. a enorme variabilidade que caracterizou o consumo do horizonte F da folhada, da ausência de redução à eliminação quase total. A esta inconstância contrapôs-se a quase sempre muito elevada redução da folhada superficial, que em média superou 90% da carga inicial em qualquer um dos complexos de combustível. A variação do impacte do fogo no estrato arbustivo surge em posição intermédia em relação às duas camadas da folhada.

A redução relativa de combustível reflecte o estado marginal ou não-marginal da propagação do fogo. Assim, a eliminação média das cargas de folhada superior, folhada

inferior e biomassa arbustiva foi de 92, 18 e 64% nos fogos classificados como de propagação marginal, mas ascendeu a 98, 43, e 85% nos restantes fogos; todos os pares de valores homólogos são significativamente diferentes.

VI.1.1. EFEITO DO SENTIDO DE PROPAGAÇÃO NA REDUÇÃO DA MANTA MORTA

Menciona-se frequentemente que a redução de manta morta é proporcionalmente maior num fogo conduzido contra o vento, comparativamente à propagação a favor do vento (Sackett 1975; Albin 1976a; Trollope 1984; Wade 1986; Wade e Johansen 1986b; Clinton et al. 1998). Seleccionaram-se os 30 fogos experimentais com maior intensidade de amostragem da profundidade de queima, ou seja da diminuição de espessura da manta morta por acção do fogo, a fim de analisar o efeito da técnica de condução do fogo no consumo de manta morta.

A propagação "a favor" exibiu uma profundidade média de queima (PQ) correspondente a 98% do valor relativo à propagação "contra", com uma variação de 45 a 194%, e uma análise de variância aponta para um efeito não significativo ($p=0,2163$) do sentido de propagação do fogo. Aquele valor desce para 93% (45-164%) nas cinco queimas em que a diferença entre os valores médios da PQ correspondentes à cabeceira e à retaguarda do fogo é significativamente diferente ($p<0,05$). Finalmente, num fogo em que o esforço de amostragem se aumentou propositadamente para estudar o efeito em causa ($n=25$ para cada modo de condução do fogo), o aparente menor consumo da frente "a favor" (89% da PQ na frente de sentido contrário) não foi confirmado estatisticamente.

Quadro VI.2. Carga de folhada residual ($n=5$, média±erro padrão, t ha⁻¹) em dois fogos experimentais no complexo folhada-arbustos, individualizada de acordo com o sentido de propagação. Os pares de valores não são significativamente diferentes ($p>0,05$).

Humidade, %		Sentido de propagação	
M	M_F	Contra	Favor
22,8	121,8	5,93±0,07	3,72±0,07
23,9	273,1	12,59±0,22	15,86±0,30

Expandiu-se a colheita pós-fogo da manta morta remanescente para 10 amostras (distribuídas em partes iguais pelas áreas de propagação dianteira e traseira) em dois fogos conduzidos sob condições de humidade do combustível superficial condizentes com o fogo controlado "médio" em Portugal (Fernandes et al. 1999) mas a níveis distintos de hidratação da folhada inferior (Quadro VI.2). Não houve diferença significativa entre o combustível residual para os dois sentidos de propagação em ambos os ensaios, e não ocorreu qualquer remoção de folhada sub-superficial no fogo em que $M_F=273\%$, o que sugere que a discrepância no Quadro VI.2 é em parte fruto da variação espacial da folhada superior.

Os resultados das análises anteriores não são conclusivos. Embora a existência de um diferencial de consumo de combustível entre a cabeceira e a retaguarda do fogo seja

provável, assumiremos que é pouco relevante, pelo que a modelação da redução do combustível não considerará o efeito do sentido de propagação do fogo.

VI.1.2. PREDIÇÃO DA REDUÇÃO DE COMBUSTÍVEL

VI.1.2.1. Folhada

O Quadro VI.3. correlaciona os indicadores absolutos e relativos de redução das duas camadas de folhada com os teores de humidade e quantidades pré-fogo. A massa de folhada superficial removida está fortemente associada à quantidade existente, ao contrário da folhada inferior, cuja eliminação depende mais do seu teor de humidade.

Quadro VI.3. Coeficientes de correlação de Pearson (r) estatisticamente significativos entre o consumo de folhada e as variáveis ambientais.

	PQ	w_L	Pw_L	w_F	Pw_F
M	-0,30 **		-0,59 ***	-0,50 ***	-0,46 ***
M_F	-0,41 ***		-0,27 **	-0,71 ***	-0,84 ***
M_H				-0,37 ***	-0,46 ***
W_L		0,98 ***			
W_F				0,44 ***	

* $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$.

Um terço da variação do consumo de folhada superficial w_L não explicada pela carga pré-fogo W_L é atribuível ao teor de humidade M . A integração das duas variáveis independentes numa equação absorve cerca de 97% da variabilidade de w_L ($t \text{ ha}^{-1}$):

$$w_L = 0,391 + 0,999 W_L - 0,025 M \quad (\text{s.e.} = 0,103, 0,018 \text{ e } 0,004) \quad (6.1)$$

A modelação da redução percentual da folhada superior Pw_L não é tão expedita. O consumo foi sempre total para $M < 16\%$, e pôde sê-lo até um teor de humidade limite de 33%, mas a dispersão das observações é bastante grande de $M = 20\%$ em diante (Fig. VI.1). De entre várias alternativas com desempenhos similares, e após exclusão de um *outlier*, ajustámos a equação

$$Pw_L = 100 \exp(-2,619 \times 10^{-6} M^{2,957}) \quad (\text{s.e.} = 3,45 \times 10^{-7}, \text{ e } 0,358) \quad (6.2)$$

Os resíduos de 6.2 evidenciam uma relação decrescente com a humidade da folhada inferior, estatisticamente significativa ($p = 0,0195$) ainda que bastante discreta ($r^2 = 0,06$).

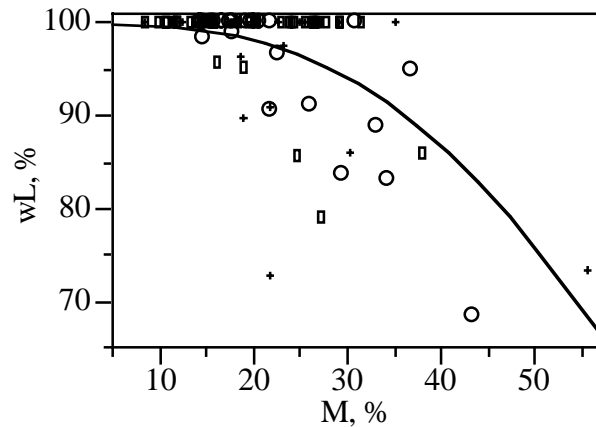


Fig. VI.1. Relação entre a redução percentual da folhada superficial e o teor de humidade do combustível morto fino e superficial. A curva representa a equação 6.2.

O consumo da folhada inferior foi bastante expressivo para $M_F < 50\%$ e tendeu a ser bastante reduzido ou nulo quando $M_F > 200\%$ (Fig. VI.2). A melhor descrição ($r^2=0,71$) da redução percentual do horizonte F da folhada (P_{wF}) é conseguida através da seguinte relação linear:

$$P_{wF} = 86,798 - 0,342 M_F \quad (\text{s.e.}=3,845, 0,024) \quad (6.3)$$

A opção por formas funcionais não lineares, com destaque para aquelas utilizadas por Van Wagner (1972) e Norum (1977), resulta em ajustamentos que se aproximam da equação 6.3 sem a superar. Os resíduos de 6.3 aumentam com o coberto ($p < 0,0001$) e carga ($p = 0,0006$) de herbáceas e fetos, e a comparação das médias (teste HSD de Tukey) individualiza dos restantes complexos o sub-bosque não-lenhoso. O resultado de 6.3 admite então correcções, respectivamente -4% para folhada ou folhada-arbustos, e 9% para folhada-ervas/fetos. É provável que este diferencial tenha origem na facilidade de condução do fogo através da biomassa sub-superficial das herbáceas.

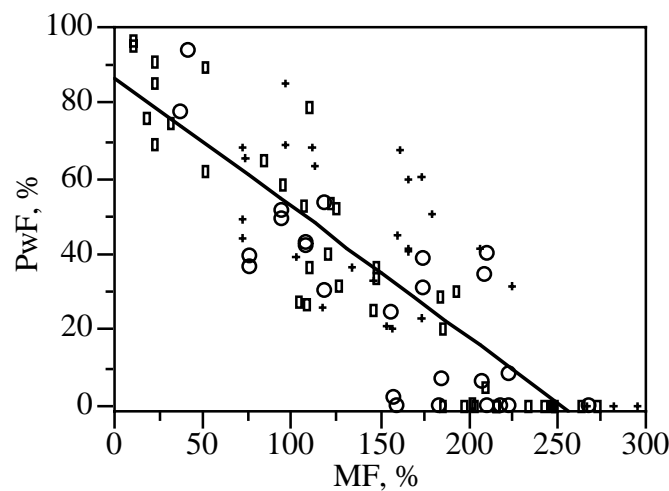


Fig. VI.2. Relação entre a redução percentual da folhada inferior e o seu teor de humidade. A recta representa a equação 6.3.

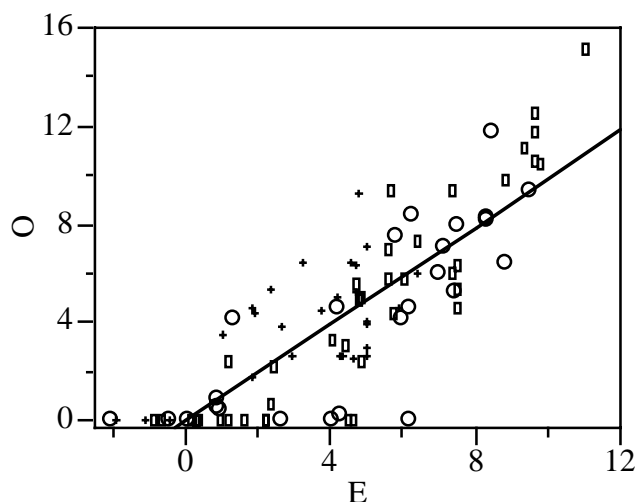


Fig. VI.3. Verificação do desempenho do modelo 6.4 no conjunto de dados de ajustamento: consumos de folhada inferior ($t\ ha^{-1}$) observados e estimados.

Uma regressão passo-a-passo selecciona o teor de humidade ($r^2=0,50$; $p<0,0001$) e a carga pré-fogo (que eleva em 21% a explicação, $p<0,0001$) da folhada inferior como determinantes do seu consumo absoluto (w_F , $t\ ha^{-1}$):

$$w_F=5,751+0,345W_F-0,038 M_F \quad (\text{s.e.}=0,719, 0,044, \text{ e } 0,003) \quad (6.4)$$

Tal como sucedeu com P_{w_F} é visível um efeito adicional do coberto ($p=0,0080$) e carga do sub-bosque não lenhoso ($p=0,0216$), que autoriza a subtracção de $0,4\ t\ ha^{-1}$ e a adição de $0,6\ t\ ha^{-1}$ ao resultado de 6.4, respectivamente em folhada e folhada-arbustos, e em folhada-ervas/fetos. O efeito da estrutura do complexo-combustível é agora menos óbvio, presumivelmente porque no sub-bosque não-lenhoso a W_F média é significativamente inferior ($10,0\ t\ ha^{-1}$) à das outras situações ($12,7\ t\ ha^{-1}$), de acordo com o teste HSD de Tukey.

VI.1.2.2. Arbustos

A biomassa anterior ao fogo do estrato arbustivo explica 57% da variabilidade do seu consumo absoluto. Recorrendo a uma análise de regressão passo-a-passo obtemos:

$$w_a=3,241+0,692W_a-0,124 M \quad (\text{s.e.}=1,115, 0,104, \text{ e } 0,036) \quad (6.5)$$

Comparativamente à folhada sub-superficial, as importâncias relativas da carga e da humidade invertem-se no que concerne ao consumo absoluto dos arbustos. Assim, os coeficientes estandardizados de regressão que indicam o peso relativo das variáveis, são $\beta=0,77$ para W_a e $\beta=-0,40$ para M , enquanto que na equação 6.4 são $\beta=-0,74$ para M_F e $\beta=-0,41$ para W_F .

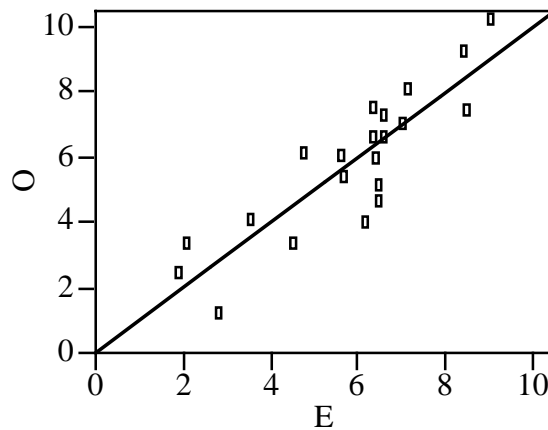


Fig. VI.4. Verificação do desempenho do modelo 6.5 no conjunto dos dados de ajustamento: consumos do combustível arbustivo fino ($t\ ha^{-1}$) observados e estimados.

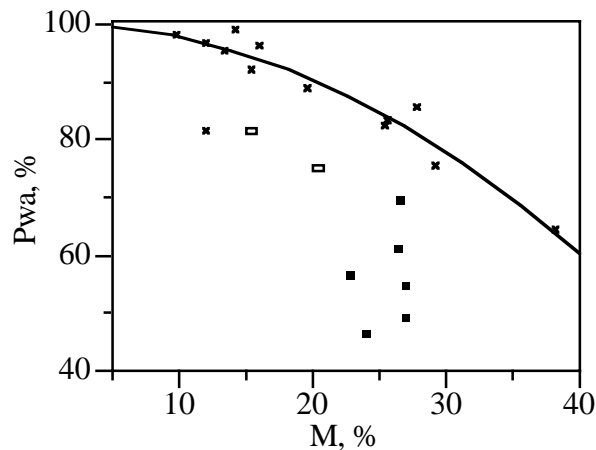


Fig. VI.5. Dependência da redução percentual do combustível arbustivo fino em relação à humidade do combustível morto e fino. A curva representa o modelo 6.7, cujo ajustamento excluiu as observações representadas por um rectângulo (dominância por *Ulex minor*) e por um quadrado ($M_{inf}>30\%$).

A melhor descrição possível ($r^2=0,78$) para o consumo relativo (%) da biomassa arbustiva é dada pela seguinte equação:

$$P_{wa}=100-0,350 M^{1,350} \quad (\text{s.e.} = 0,536; 0,468) \quad (6.6)$$

Um exame mais atento identifica um sub-conjunto de observações com reduções de combustível proporcionalmente menores (Fig. VI.5). Repartem-se por duas situações distintas, respectivamente a existência de um gradiente vertical de humidade no combustível morto (associado à propagação marginal do fogo), com $M_{inf}>30\%$ (i), e a dominância pelo tojo *Ulex minor* (ii). Limitando a análise de regressão às 13 observações restantes, obtemos a equação:

$$P_{wa}=100-0,020 M^{2,053} \quad (\text{s.e.} = 0,014; 0,200) \quad (6.7)$$

A subtracção de 20 e 10% ao resultado da expressão anterior pode ser adoptado como regra genérica para estimar o consumo percentual nas situações (i) e (ii). Similarmente ao sucedido com Pw_L , e após o ajustamento de 6.7, o aumento da humidade das camadas F e H da manta morta está associado à diminuição de Pw_a ; ainda que as relações sejam substancialmente mais fortes ($r^2=0,20$ e $0,23$, respectivamente), não são, porém, significativas ($p=0,1460$ e $0,1133$), dado o reduzido número de observações. Como explicação plausível, Vega (2001) propõe um efeito adverso da água vaporizada dos horizontes sub-superficiais sobre a combustão do combustível superficial. Além disso, e porque M_F pode influenciar o comprimento da chama, é natural que uma manta morta inferior mais seca contribua para "limpar" mais o estrato arbustivo. O teor de humidade dos tecidos vivos não mostrou qualquer relação ($p=0,3955$) com os resíduos procedentes do ajuste do modelo 6.7.

As equações desenvolvidas nesta secção oferecem duas alternativas de estimativa da redução de combustível, cujos desempenhos estatísticos podem ser comparados no Quadro VI.4. Uma análise de sensibilidade mostra que é indiferente utilizar as equações 6.1 ou 6.2 para estimar w_L , já que os resultados são muito similares, mas o mesmo não sucede com os outros estratos de combustível. As equações que predizem directamente w a partir de W e do teor de humidade (6.4 e 6.5) geram estimativas negativas (w_F) ou superiores à carga inicial (w_a) para certas combinações das variáveis independentes, e deverão ser preteridas em favor das equações 6.3 e 6.7.

Quadro VI.4. Estatísticas de ajustamento dos modelos para estimação do consumo absoluto ou relativo de combustível.

Eq.	R ²	Resíduos		MAE	MA%E	MAE / \bar{y} x100
		Varição	Média			
6.1	0,973	-1,2 - 0,5	0,0	0,2	5,0 (9,7)	-
6.2	0,410	-25,0 - 9,3	0,2	3,2	3,5 (5,1)	-
6.3	0,706	-31,9 - 21,9	0,0	12,8	-	35,3
6.4	0,720	-6,2 - 4,5	-0,1	1,6	-	36,5
6.5	0,758	-2,2 - 1,4	0,0	0,9	22,7 (28,1)	-
6.7	0,943	-3,8 - 4,6	0,1	1,9	2,2 (1,8)	-

VI.1.2.3. Consumo de combustível e índices de perigo de incêndio

Os índices de humidade e consumo do combustível do CFFDRS e o índice de secura de Keetch-Byram, calculados com base nos dados da estação meteorológica da Quinta de Prados em Vila Real, mostraram, em maior ou menor grau, correlação com os teores de humidade do combustível e com a redução relativa dos tipos de combustível individuais e agrupados (ou seja, folhada total, combustível superficial e combustível total) (Quadro VI.5). A excepção é o componente DC, claramente inadequado para aplicação ao

planeamento de fogo prescrito em pinhal bravo, o que não surpreende sabendo que representa a humidade de "um estrato profundo e compacto de matéria orgânica pesando talvez 25 kg m⁻² quando seco" (Van Wagner 1987). Note-se também que a humidade do combustível vivo aumenta com o valor dos índices, o que se explica pela coincidência primaveril entre as condições meteorológicas conducentes à secagem do combustível morto e o retomar da actividade fisiológica da vegetação.

Quadro VI.5. Coeficientes de correlação de Pearson (r) estatisticamente significativos entre os índices de humidade ou consumo de combustível e a humidade e consumo percentual de combustível.

	FFMC	DMC	DC	BUI	KBDI
<i>M</i>	-0,67 ***	-0,33 **	–	–	–
<i>M_F</i>	-0,46 ***	-0,66 ***	–	-0,65 ***	-0,52 ***
<i>M_H</i>	-0,37 ***	-0,45 ***	-0,25 *	-0,47 ***	-0,33 **
<i>M_V</i>	–	0,37 **	–	0,36 **	0,31 *
<i>P_{WL}</i>	0,49 ***	0,22 *	-0,34 **	0,23 *	–
<i>P_{WF}</i>	0,32 **	0,61 ***	–	0,58 ***	0,50 ***
<i>P_{WLF}</i>	0,33 **	0,60 ***	–	0,56 ***	0,50 ***
<i>P_{Wsup}</i>	0,42 ***	0,21 *	–	0,26 **	–
<i>P_{WT}</i>	0,38 ***	0,66 ***	–	0,64 ***	0,53 ***

* p<0,05; ** p<0,01; *** p<0,001.

Em consonância com o conceito subjacente ao sub-sistema FWI (Van Wagner 1987), o índice FFMC está mais associado à redução do complexo-combustível superficial, e o DMC mais correlacionado com o consumo da folhada inferior. A matriz de correlação (Quadro VI.5) e análises visuais revelam uma dispersão acentuada que retira sentido à quantificação do consumo das categorias de combustível superficial — aquelas cujo teor de humidade varia mais rapidamente e em resposta a factores locais — em função do índice FFMC. É mais consistente o aumento da redução de combustível com os índices BUI e KBDI, e, principalmente, com o DMC. Equações (6.8 a 6.13) que relacionam *P_{WF}*, *P_{WLF}* e *P_{WT}* com os índices DMC e BUI são apresentadas no Quadro VI.6 e representadas na Fig. VI.6; o BUI é o índice de combustível disponível no CFFDRS, o que justifica o seu uso como variável independente alternativa ao DMC.

Abstivemo-nos de quantificar as reduções de combustível em função do KBDI, dado o seu desempenho mais fraco comparativamente ao DMC. Conceptualmente, o KBDI pretende descrever a humidade de combustíveis com padrões sazonais de secagem e de hidratação, não sendo adequado para indicar o consumo do combustível morto superficial. O grau de secura é considerado incipiente abaixo de KBDI=100 (Keetch e Byram 1968; Burgan 1988) e, para uma variação possível de 0-800, 122 foi o valor máximo alcançado nos dias com fogos experimentais. No Sudeste dos E.U.A. quase toda a manta morta inferior

permanece intacta até KBDI=200 (Melton 1998), mas em pinhal bravo os resultados sugerem KBDI=50 como um valor de referência, correspondendo grosseiramente à eliminação de metade da folhada inferior e de 2/3 da carga de combustível total; a equivalência no sistema FWI é dada por DMC=30 e BUI=30.

Quadro VI.6. Coeficientes e estatísticas de ajustamento das equações $P_w=ax^b$, em que x=DMC ou BUI.

Eq.	Variáveis		Coef. regressão (erro padrão)		r^2	MAE	MA%E	
	P_w	x	a	b			(desv. padr.)	MAE / $\bar{y} \times 100$
6.8	P_{wF}	DMC	5,789 (1,783)	0,653 (0,092)	0,375	18,6	-	51,1
6.9		BUI	3,489 (1,448)	0,771 (0,121)				
6.10	P_{wLF}	DMC	22,088 (3,197)	0,327 (0,047)	0,343	28,1	52,7 (33,5)	
6.11		BUI	20,303 (3,845)	0,332 (0,060)			0,248	
6.12	P_{wT}	DMC	27,661 (2,828)	0,288 (0,034)	0,458	11,3	21,8 (19,1)	
6.13		BUI	25,165 (3,449)	0,299 (0,043)			0,351	

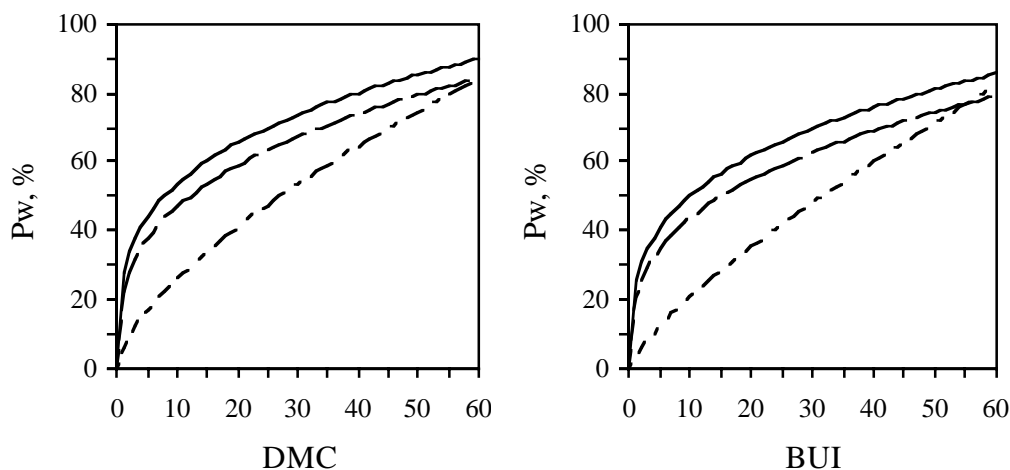


Fig. VI.6. Predição da redução percentual do combustível fino (folhada inferior - linha a traço curto; folhada total - linha a traço comprido; folhada total e arbustos - linha a cheio) em função dos componentes DMC e BUI do CFFDRS. As curvas reproduzem as equações do Quadro VI.6.

A responsabilidade pela porção do consumo percentual de combustível que as equações do Quadro VI.6 não explicam deve ser atribuída a factores locais e geográficos. Os resíduos das equações diminuem (quase sempre significativamente) com a diferença de

altitude entre o local de estudo e a Quinta de Prados, e/ou com a densidade de copas, bem como com a distância à estação meteorológica (a Vila Real), a qual circunstancialmente está correlacionada com a diferença de altitude ($r=0,52$; $p<0,0001$) e a densidade de copas ($r=0,33$; $p=0,0016$).

VI.1.3. AVALIAÇÃO RETROSPECTIVA DO CONSUMO DE COMBUSTÍVEL

Os resultados obtidos nas secções VI.1 e VI.2 são aplicáveis ao planeamento do fogo controlado, já que relacionam a redução de combustível com informação que é possível obter antes de uma operação de queima. Mas é igualmente desejável dispor de relações preditivas para monitorização da actividade, e que naturalmente assentam na mensuração pós-fogo do respectivo impacte. Neste estudo considerámos dois indicadores, a profundidade de queima e o diâmetro terminal dos ramos arbustivos residuais.

Uma regressão passo-a-passo indica que a profundidade de queima PQ depende do teor de humidade da folhada ($p=0,0000$), — a média dos teores de humidade dos horizontes L e F, ponderada pelas respectivas cargas — mas é condicionada pelo complexo-combustível ($p=0,0000$). Apesar da PQ integrar o consumo dos três horizontes orgânicos, a humidade do húmus não a afectou, possivelmente por esta camada raramente ter sido reduzida pelo fogo e ser pouco expressiva em parte dos locais de estudo.

Em rigor, e atendendo à definição abrangente de folhada que orientou o posicionamento dos pregos (ver IV.4.4), PQ equivale à redução w_{LFH} apenas em folhada pura de pinheiro. Acresce que nem sempre era óbvia a separação entre o topo da folhada e o combustível suspenso ou aéreo, o que contribuirá também para a dispersão observada na correspondência entre a quantidade de folhada eliminada pelo fogo e a PQ , patente na Fig. VI.7. Tal não impede o estabelecimento de relações simples para cada um dos complexos, geradas por regressão linear sem intercepto e representadas na Fig. VI.7:

$$w_{LF}=3,0 PQ \quad (\text{s.e.}=0,2) \quad (6.14)$$

$$w_{LF}=1,3 PQ \quad (\text{s.e.}=0,1) \quad (6.15)$$

$$w_{LF}=1,0 PQ \quad (\text{s.e.}=0,1) \quad (6.16)$$

respectivamente para os complexos folhada, folhada-arbustos e folhada-herbáceas/fetos. A equação 6.14 é claramente mais exacta e precisa que as equações 6.15 e 6.16 (Quadro VI.7), tal como as considerações anteriores deixavam antever. Fernandes et al. (2002a) apresentam uma equação quase idêntica para avaliação de W_{LF} em função da sua espessura, e é óbvio que a expressão 6.14 sobrestima w_{LF} se o consumo do horizonte F não for bastante substancial.

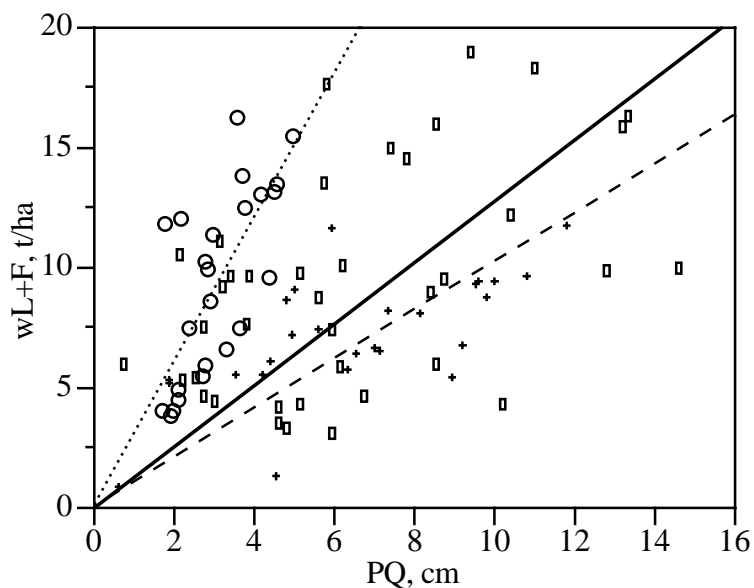


Fig. VI.7. Relação entre o consumo de folhada e a profundidade de queima, individualizada por complexo-combustível. Linhas pontuada (equação 6.14), contínua (equação 6.15) e descontinua (equação 6.16) ajustadas respectivamente à folhada (O), sub-bosque lenhoso (rectângulos), e sub-bosque não lenhoso (+).

A Fig. VI.8 mostra uma relação razoável entre a redução percentual da biomassa arbustiva fina Pw_a e o diâmetro terminal d_t (mm) do respectivo resíduo lenhoso. No entanto, o valor de Pw_a correspondente a um determinado d_t variou até 25%, e alterações vincadas no consumo cingem-se à transição de d_t de um para 2 mm. Tal como seria de esperar, a eliminação do combustível arbustivo excedeu sempre 90% quando $d_t \geq 5$ mm. O ajustamento de uma equação exponencial com uma assíntota fixada em 100 resultou em:

$$Pw_a = 100 [1 - \exp(-0,762 d_t)] \quad (\text{s.e.}=0,055) \quad (6.17)$$

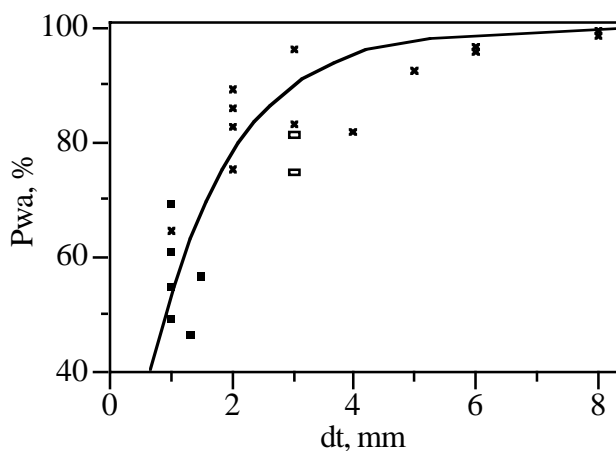


Fig. VI.8. Redução percentual da carga de combustível arbustivo fino e diâmetro terminal médio após o fogo. A curva representa a equação 6.17. Os rectângulos e os quadrados correspondem respectivamente à dominância por *Ulex minor* e a $M_{inf} > 30\%$.

Quadro VI.7. Estatísticas de ajustamento das equações de redução do combustível baseadas em parâmetros avaliados após o fogo.

Eq.	y	r ²	Resíduos		MAE	MA%E (desv. padr.)
			Varição	Média		
6.14		0,925	-3,69 - 6,39	0,08	2,2	27,4 (19,5)
6.15	w_{LF}	0,798	-8,68 - 10,30	1,18	3,9	49,5 (38,1)
6.16		0,909	-3,59 - 5,67	0,54	1,8	33,8 (49,2)
6.17	Pw_a	0,705	-16,2 - 16,0	-1,2	7,5	10,7 (8,6)

Qualquer uma das equações de redução de combustível reflecte apenas o que sucede em áreas percorridas pelo fogo, ou seja, não considera as manchas por arder. A estimação do consumo global de combustível exige que o resultado das equações se multiplique pela fracção do terreno efectivamente tratada.

VI.1.4. DISCUSSÃO

Os resultados obtidos não destoam dos padrões de redução de combustível previamente descritos para o *Pinus pinaster* em Portugal, França e Espanha. A redução da folhada superficial iguala ou supera 70, 80 e 90% da quantidade existente antes do fogo, respectivamente nos estudos de Vega (1985) e Hernando e Guijarro (1997), Vega et al. (1994) e Gillon et al. (1995), e Vega et al. (1993a), e somente é sensível a teores de humidade na casa dos 20-30%. Rego et al. (1993) e Botelho et al. (1994) reportam no entanto limites inferiores de consumo que são menores, coincidindo com a nossa observação de que Pw_L pode ser sofrível em condições de propagação marginal do fogo. Dupuy (1995) atribui o invariavelmente elevado consumo do horizonte L da folhada de pinheiro bravo à sua porosidade e organização estrutural.

A redução relativa do estrato arbustivo não é ordinariamente tão elevada quanto a do horizonte L da manta morta e pode experimentar uma amplitude de variação considerável, não inteiramente coberta por este estudo devido ao número relativamente reduzido de fogos em que se avaliou por amostragem destrutiva. Assim, Rego et al. (1993), Hernando e Guijarro (1997) e Vega (2001) observaram variações em Pw_a de 44-83%, 14-85% e 29-91%, respectivamente. O consumo relativo da carga de combustível superficial fino num conjunto de 24 queimas experimentais em Trás-os-Montes e na Galiza oscilou entre 36 a 98%, com média de 66% (Botelho et al. 1994). A variabilidade possível no consumo da biomassa arbustiva explica assim que nem sempre seja elevada a remoção do combustível fino superficial, contrariamente à assunção usual (e.g. Martin et al. 1979; Brown e Reinhardt 1991).

A literatura aponta quase unanimemente ⁴¹ para grandes variações no consumo relativo da manta morta em pinhais (Van Wagner 1972; Hough 1981; Harrington 1987a; Weber et al. 1987; Scholl e Waldrop 1999) e em outras florestas de coníferas (Norum 1976; Sandberg 1980; Little et al. 1986; Kauffman e Martin 1989; Brown et al. 1985, 1991; Finney e Martin 1993a). A experimentação relativa ao fogo controlado em pinhal bravo está normalmente associada à reduzida ou moderada redução da manta morta inferior (Vega 1985; Vega et al. 1985; Botelho et al. 1994), mas a disponibilidade do combustível sub-superficial para arder pode ser praticamente total, tal como constatámos e outros autores reportam (Vega et al. 2000a; Vega 2001).

As intensidades de amostragem que neste estudo serviram de base às análises do consumo comparativo de manta morta face ao sentido de propagação do fogo são insuficientes para revelar diferenças significativas entre o fogo "contra" e a "favor". Na literatura, os resultados referentes à eliminação relativa da manta morta em fogos conduzidos "contra" ou a "favor" são contraditórios. Em laboratório, e em leitos de *Pinus ponderosa*, a propagação contrária ao vento gerou maior consumo de combustível (Beaufait 1965), o qual foi indiferente ao sentido de propagação do fogo em folhada de *P. elliotii* (Nelson 1982). Em *P. pinaster*, e também em condições controladas de combustão, Vega et al. (1994) observaram aumento de redução da folhada inferior e total no fogo "contra", mas apenas em combustível mais seco, quando $M=6\%$, e $M_F=12, 20$ ou 40% . Dupuy (1995), na ausência de vento e utilizando combustível anidro, obteve um consumo sempre total da componente orgânica de folhada seca de *P. pinaster*, mas em *P. halepensis* a redução variou e foi maior para a propagação descendente ou em terreno plano.

Num conjunto de 96 fogos repartidos por três povoamentos de *P. radiata*, Thomson (1978) reporta que o consumo médio de manta morta por local foi 2, 5 e 7% superior nos fogos "contra" em relação àqueles conduzidos com o vento. Em pinhal bravo, Botelho et al. (1994) detectaram maiores consumos de manta morta em queimas conduzidas contra o vento. Hough (1968) quantificou em 9% a diferença média entre a redução de manta morta em queimas conduzidas contra e a favor do vento, com base em 16 fogos em *P. elliotii-P. palustris*. Outros estudos em pinhais constituídos por espécies do Sudeste dos E.U.A. não indicam diferenças de redução da manta morta entre os dois sentidos de propagação ou atribuem maior consumo ao fogo "a favor" (Fahnestock e Hare 1964; Hough 1978; York e Buckner 1983; Soares 2000).

As propagações traseira e dianteira do fogo podem diferir também no grau de consumo do sub-bosque. A inclinação e menor tamanho da chama num fogo "contra" reduzem o pré-aquecimento do combustível aéreo, pelo que o envolvimento do estrato arbustivo na combustão pode ser apenas parcial (Hough 1968). A reduzida estatura da vegetação e sua continuidade vertical com a folhada presumivelmente limitaram a

⁴¹ Em floresta de *Sequoiadendron giganteum* e *Pinus lambertiana*, Haase e Sackett (1998) observaram que o consumo da manta morta é sempre completo, independentemente do seu grau de hidratação.

manifestação deste fenómeno a um número muito reduzido de fogos, em que ventos mais fortes coincidiram com combustíveis mais húmidos.

As quantidades de folhada superior e de arbustos que o fogo elimina dependem principalmente da carga preexistente, mas a redução absoluta da folhada inferior é determinada mais pela sua humidade, o que foi também constatado por Botelho et al. (1994). A profundidade de queima é função dos gradientes verticais de humidade, compactação e acesso ao oxigénio, o que cedo foi reconhecido por autores como Sweeney e Biswell (1961) e Hough (1968), e é proposta por Van Wagner (1972) como o resultado do balanço entre a energia proveniente do fogo superficial e aquela requerida para a secagem e ignição da manta morta.

As únicas variáveis com capacidade explanatória da redução relativa da folhada em decomposição são o respectivo teor de humidade e o tipo de complexo-combustível. A variação em torno da equação 6.3 (que não integra o ligeiro efeito da segunda variável) não é contudo desprezível (Fig. VI.2). Outros autores detectaram o efeito adicional de factores como a carga, humidade ou consumo do material lenhoso (Norum 1976, 1977; Sackett 1980; Little et al. 1986; Harrington 1987a; Sackett e Haase 1998; Vega et al. 2000b; Vega 2001), a humidade de outros estratos (Hungerford et al. 1994; Vega et al. 1993a; Vega 2001), a compactação (Gillon et al. 1995; Vega 2001), e as condições topográficas e microclimáticas locais (Kauffman e Martin 1989).

Maiores acumulações pré-fogo podem aumentar (Sweeney e Biswell 1961; Harrington 1987a; Vega et al. 2000b) ou diminuir (Hough 1968; Sandberg 1980; Vega 2001) o consumo relativo da manta morta. A análise de uma extensa base de dados de procedência diversa (Reinhardt et al. 1991b) dá credibilidade à segunda hipótese, mas os resultados deste estudo não evidenciaram ou sequer sugeriram aquele efeito, provavelmente porque se investigou a redução da folhada inferior e não dos conjuntos FH ou LFH.

A comparação entre resultados e equações referentes ao consumo de horizontes orgânicos é dificultada pelos componentes da manta morta em causa, pelas variáveis independentes empregues, e pelo carácter do complexo-combustível, havendo muitos estudos que examinam o resultado da queima de resíduos de operações florestais. A Fig. VI.9. representa a equação 6.3 e outros modelos para estimação do consumo relativo total ou parcial (camadas F e H) da manta morta. Embora as equações não sejam directamente comparáveis entre si (ver legenda) descrevem tendências similares de redução do combustível em função do teor de humidade.

As equações que constam da Fig. VI.9. e autores como Norum (1977) e Sandberg (1980) concordam que conteúdos de humidade inferiores a 30-50% permitem elevados consumos da manta morta decomposta e em decomposição, mas a mesma coerência não se verifica no extremo oposto do intervalo de variação da humidade. Reinhardt et al. (1991b) indicam que $M_{FH} > 175\%$ e $M_{FH} < 50\%$ delimitam reduções em espessura da manta morta sub-superficial inferiores a 15% e superiores a 50%, mas sublinham a enorme variabilidade possível, na qual pode estar implicada a humidade do solo mineral (Frandsen e Ryan 1986).

Vega et al. (1993a) referem que $P_{wF}=20\%$ quando $M_F=100\%$ — resultados obtidos em leitões reconstruídos em laboratório — o que está dentro do intervalo de variação observado (Fig. VI.2) mas é distinto da tendência dominante, já que a equação 6.3 gera aproximadamente $P_{wF}=50\%$ para $M_F=100\%$.

A modelação da redução da carga de folhada sub-superficial em função do seu teor de humidade médio é questionável em folhadas mais espessas, especialmente se a secagem (que se processa gradualmente de cima para baixo) posterior à ocorrência de precipitação estiver no início. A descrição da humidade da folhada em decomposição através de um valor único pouco significado terá nessas condições, tal como constatámos ao colher amostras muito heterogéneas quanto ao seu grau de hidratação, o que poderá ter contribuído para a enorme variabilidade no consumo que a Fig. VI.2 denota para $M_F>150\%$.

Situações há em que a humidade da manta morta decresce com a distância à superfície, ou seja, o perfil de humidade está invertido (Muraro e Lawson 1970). Em nenhuma das queimas se verificaram tais circunstâncias, mas a sua ocorrência durante a época de fogo prescrito não é de excluir e origina um padrão de consumo muito irregular (Vega 2001) e que não é preditível pelas equações desenvolvidas.

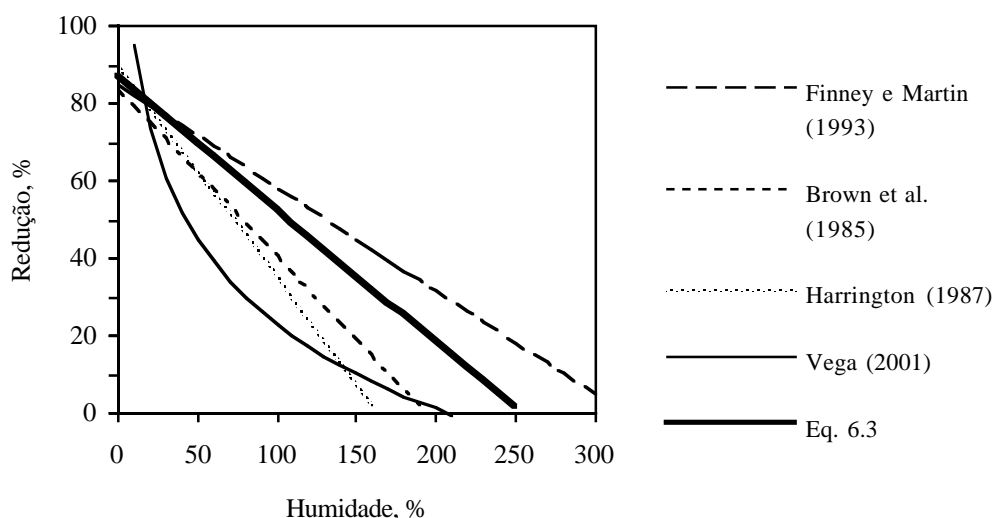


Fig. VI.9. Redução relativa total ou parcial da manta morta florestal, de acordo com vários modelos: Finney e Martin (1993a), *Sequoia sempervirens*, $P_{wLFH}=f(M_{FH})$; Brown et al. (1985), coníferas diversas, $P_{wFH}=f(M_{FH})$; Harrington (1987a), *Pinus ponderosa*, $P_{wLFH}=f(M_H)$; Vega (2001), *P. pinaster*, $P_{wLFH}=f(M_{LFH})$; eq. 6.3, $P_{wF}=f(M_F)$.

Sendo escasso o conhecimento relativo ao consumo de combustíveis vivos (Brown 1989) e arbustivos (Brown e Reinhardt 1991), não surpreende a notória inexistência de equações de predição da redução do estrato arbustivo. A exceção é dada pelas equações de Vega et al. (2000b) para formações arbustivas na Galiza, representadas na Fig. VI.10 juntamente com a equação 6.7. Da comparação entre as várias estimativas de P_{w_a} — e excluindo a equação *Ulex* (b) por não ser aplicável à época de repouso vegetativo —

sobressai o seu bastante variável decréscimo com a humidade do material morto e a convergência para 95% quando aquela atinge 10%. O consumo relativo sob coberto de *P. pinaster* é sempre maior para um determinado teor de humidade, o que é lícito atribuir à combustibilidade induzida pela folhada de pinheiro mas deverá ser assacado também à variável independente. As regressões de Vega et al. (2000b) baseiam-se na humidade do combustível morto elevado, o que, e assumindo que esta variável é sempre menor ou igual que M , significa que o seu uso neste estudo aproximaria a equação 6.7 das expressões derivadas para as áreas de mato.

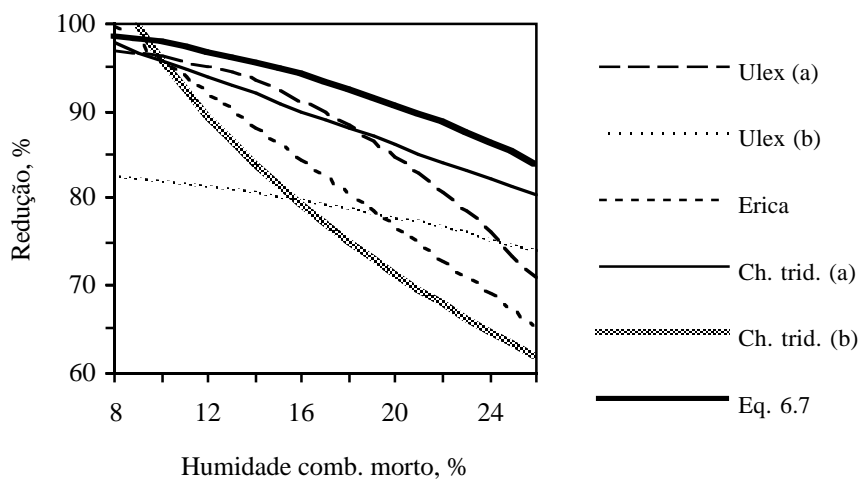


Fig. VI.10. Redução relativa do combustível arbustivo fino dada pela expressão 6.7 e pelas equações de Vega et al. (2000b) para formações arbustivas na Galiza. *Ulex*: (a): fogos "contra" no Inverno, (b): fogos em Março. *Ch. trid.*: humidade reduzida (a) e elevada (b) na folhada. No caso de Vega et al. (2000b), a humidade do combustível morto refere-se apenas à componente aérea.

Em comunidades de *Ulex* o consumo da vegetação é bastante afectado pela época de queima, o que traduz a influência do teor de humidade dos tecidos vivos (Vega et al. 2000b). Esse efeito não foi visível neste estudo, para o que terá concorrido o reduzido intervalo de variação de M_v (82-105%) no conjunto de fogos usados para modelar o consumo arbustivo. Tendo presente a existência de interacções entre os estratos de combustível — a grandeza do consumo da folhada superficial e dos arbustos parece ter sido influenciada pela humidade da manta morta inferior — e estando M_F e M_v inversamente associadas ($p=0,0021$), é também plausível que uma manta morta mais seca tenha compensado o efeito negativo que o aumento de hidratação da biomassa viva tem na combustão.

As observações efectuadas durante o programa de queimas mostram que o consumo de fetos e herbáceas é mais completo comparativamente com o estrato arbustivo. Como orientação geral, e com base em Vega (2001), é recomendada uma adição de 10% à estimativa efectuada para os arbustos.

Índices gerados por sistemas de avaliação do perigo de incêndio são aliciantes substitutos da determinação directa da humidade da manta morta inferior, pese embora a diferença possível no grau de correspondência entre o índice e o consumo de combustível. A opção por um índice de humidade pode dar resultados apenas razoáveis (McRae 1980; Stocks 1987; Stocks 1989; Blackwell et al. 1992), praticamente idênticos aos obtidos por correlação directa com o teor de humidade (Sandberg 1980; Brown et al. 1991), ou pelo contrário ser injustificável (Lawson 1973; Brown et al. 1985). O sucesso dos índices do CFFDRS como descritores da humidade do combustível é afectado pelas características físicas da manta morta, nomeadamente a quantidade, espessura e composição (Chrosciewicz 1989 *a, b*), e a massa volúmica (Lawson et al. 1997*b*).

O desempenho das equações baseadas no DMC e no BUI (6.8 a 6.13) é sofrível, em parte devido a factores locais e à disparidade meteorológica relativamente a Vila Real. As equações, como alternativa ao uso da humidade do combustível, são viáveis apenas enquanto fornecedoras de indicações gerais. A eficácia desta abordagem beneficiaria da informação proveniente de uma rede de estações meteorológicas estrategicamente colocadas, mas permaneceria difícil e dependente do juízo do utilizador com base na sua experiência de campo a quantificação da variabilidade imposta pelo complexo-combustível, estrutura do povoamento e topografia.

As equações 6.14 a 6.17 são úteis para converter parâmetros avaliados após o fogo em estimativas das cargas de combustível removidas. Importa porém sublinhar que o erro que advém da aplicação das equações respeitantes à PQ pode ser bastante elevado, porque a equivalência entre a quantidade consumida e a sua espessura depende da estrutura da manta morta (nomeadamente a importância relativa dos horizontes L, F e H, com massas volúmicas diferentes) e da fracção de cada horizonte que é eliminada. PQ e d_t são variáveis que valem por si próprias no contexto da monitorização dos resultados operacionais do fogo controlado e que transmitem imediatamente a magnitude do efeito do fogo. A PQ , quando expressa em proporção da espessura inicial da manta morta, é especialmente adequada à descrição das quantidades de manta morta a eliminar ou a reter por um fogo prescrito (Brown et al. 1991).

VI.2. IMPACTE DO FOGO NAS ÁRVORES

O Quadro VI.8 indica os valores extremos e médios de cada parâmetro descritivo do impacto do fogo nas árvores, contemplando três grupos de indicadores, que respeitam ao enegrecimento do tronco, à dessecação foliar e à morte das árvores. A informação relativa à severidade do fogo no estrato arbóreo provém 89 fogos experimentais.

Quadro VI.8. Variação e valores médios dos descritores do impacte do fogo nas árvores, discriminados por complexo-combustível.

Variável	Complexo-combustível					
	Folhada (n=24)		Folhada-arbustos (n=39)		Folhada-ervas/fetos (n=26)	
	Intervalo	Média	Intervalo	Média	Intervalo	Média
<i>Ts</i> , m	0,1 - 1,2	0,5	0,3 - 3,0	1,5	0,4 - 1,8	1,1
<i>Ts</i> <, m	0 - 0,4	0,2	0,2 - 3,0	1,1	0,1 - 1,3	0,7
<i>Ts</i> >, m	0,1 - 2,0	0,8	0,4 - 3,7	2,0	0,6 - 2,6	1,6
<i>RTs</i>	0,01 - 0,07	0,03	0,03 - 0,42	0,19	0,02 - 0,28	0,11
<i>h_s</i> , m	-	- *	4,2 - 10,5	6,3 **	3,0 - 14,1	6,2 ***
<i>Rh_s</i>	0 - 0	0	0 - 0,95	0,73	0 - 0,84	0,37
<i>RCs</i>	0 - 0	0	0 - 0,91	0,54	0 - 0,70	0,24
<i>MORT</i> , %	0 - 0	0	0 - 68	14	0 - 55	10
<i>DAPm</i> , cm	-	-	2,3 - 9,0	5,5 ****	1,4 - 2,3	1,8 *****
<i>Max DAPm</i> , cm	-	-	3,3 - 17,2	8,0 ****	2,1 - 5,5	3,8 *****

* Não houve copa dessecada em nenhuma das parcelas. ** n=37 (em duas parcelas não houve copa dessecada). *** n=14 (em 12 parcelas não houve copa dessecada). **** n=24 (ausência de mortalidade em 15 parcelas). ***** n=6 (ausência de mortalidade em 20 parcelas). *Ts*, *Ts*<, *Ts*> = alturas média, mínima e máxima de tronco chamuscado, m; *RTs* = altura relativa de tronco chamuscado; *h_s* = altura de dessecação da copa, m; *Rh_s* = altura relativa de dessecação da copa; *RCs* = razão de copa dessecada; *MORT* = % de mortalidade; *DAPm* = *DAP* médio das árvores mortas, cm; *Max DAPm* = *DAP* máximo das árvores mortas, cm.

Os pinheiros não sofreram qualquer dano foliar nas parcelas sem vegetação sub-arbórea, fruto provável da conjugação entre árvores mais altas (Quadro IV.3) e chamuscas de menor dimensão (Quadro V.10), havendo dessecação da copa em 95% das parcelas dominadas por vegetação arbustiva e em 54% daquelas ocupadas por fetos e/ou herbáceas. As amplitudes de variação da altura relativa de dessecação da copa (*Rh_s*) e da quantidade relativa de copa afectada (*RCs*) são bastante elevadas, mas o mesmo não pode ser dito do enegrecimento do fuste pelo fogo, já que nunca atingiu 1/2 da altura das árvores.

Nas parcelas de folhada não houve mortalidade no estrato arbóreo, tendo morrido árvores em 61% das parcelas de folhada-arbustos e em 23% daquelas com sub-bosque não lenhoso. Embora a percentagem de mortalidade média tenha sido diminuta, mais de metade do efectivo foi dizimado nalguns casos, incluindo árvores de dimensões assinaláveis (até 17 cm de *DAP*).

VI.2.1. ALTURA DE TRONCO CHAMUSCADO

A ocorrência de dano cambial no tronco do pinheiro bravo é independente da intensidade do fogo, e surge associada a pulsos térmicos prolongados (e.g. Burrows et al. 2000) e a ritidomas pouco espessos (Ryan et al. 1994; Rigolot 2000). Estando ausentes ou sendo negligenciáveis as temperaturas letais ou danos no câmbio nas condições ambientais de execução do fogo controlado (de Ronde 1988; Botelho 1996; Hernando et al. 2000; Vega

et al. 2000c), não surpreende que a mortalidade da espécie não seja relacionável com a altura de tronco chamuscado e com a sua profundidade de carbonização (Botelho 1996). A magnitude do enegrecimento do tronco não deve portanto ser encarada como um indicador objectivo da severidade do fogo, mas é potencialmente valiosa para inferir o comportamento do fogo *a posteriori*.

As alturas mínima, máxima e média de tronco chamuscado apresentam correlações elevadas ($p < 0,0001$) entre si e com a altura e o comprimento da chama, sendo compreensivelmente mais forte a associação com a primeira daquelas dimensões. É razoável assumir que a altura de chamuscamento no sotavento do tronco traduz melhor a magnitude da chama. A opção pela maior altura de chamuscamento é também mais prática, porque a altura mínima nem sempre é mensurável e a altura média obriga a duas medições por árvore. Em todo o caso, T_s e $T_{s>}$ são variáveis análogas ($r^2=0,94$) e a primeira é estimável como 80% da segunda. A Fig. VI.11. mostra a variação de $T_{s>}$ em função de h_F e a sua descrição por regressões lineares que individualizam as secções dianteira ($r^2=0,78$) e traseira ($r^2=0,35$) do fogo. Para a mesma altura de chama o valor de $T_{s>}$ é geralmente superior na propagação oposta ao vento.

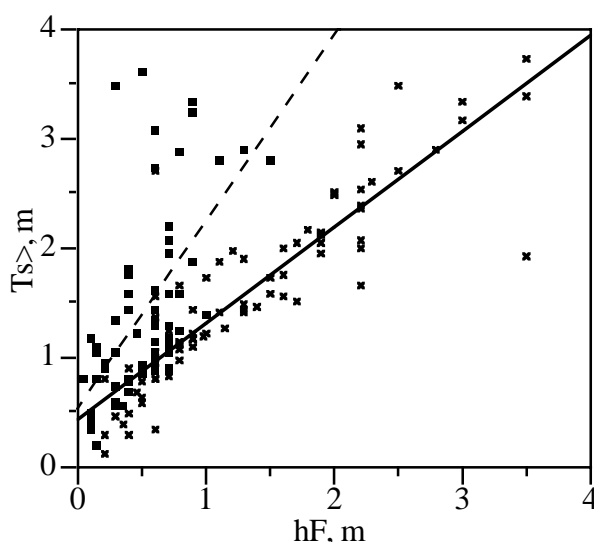


Fig. VI.11. Relações lineares entre a altura máxima de tronco carbonizado (correspondente ao sotavento do tronco) e a altura da chama. $T_{s>}=0,43+0,88 h_F$ para a propagação do fogo a favor do vento ($n=78$, cruz, linha contínua). $T_{s>}=0,52+1,70 h_F$ para a propagação do fogo contra o vento ($n=65$, quadrado, linha quebrada).

Para o fogo "contra", as observações de $T_{s>}$ superiores a 2,5 m (e que na Fig. VI.11 se afastam da tendência dominante) ocorreram predominantemente com temperaturas do ar superiores a 15° C. Regressões passo-a-passo revelam que a temperatura ambiente ($p=0,0268$ "a favor" e $p < 0,0001$ "contra") e a humidade da folhada inferior ($p < 0,001$) influenciam suplementarmente a altura de tronco chamuscado. A conjugação da h_F com aqueles efeitos acresce em 5% e 30% a explicação de $T_{s>}$ providenciada pelas equações da Fig. VI.11, o que constitui uma melhoria notável no caso da frente de propagação traseira;

as correspondentes estimativas de $T_{s>}$ podem diferir em $\pm 0,5$ m ("a favor") e ± 1 m ("contra").

Na prática, uma equação que faz depender $T_{s>}$ não só de h_F como também de T e de M_F afasta-nos do nosso propósito, ou seja, inferir características do fogo a partir das marcas da sua passagem nas árvores. Reajustando as equações da Fig. VI.11 na forma $y=bx$ obtemos:

$$T_{s>} = 1,11 h_F \quad (\text{s.e.}=0,03; \text{MA\%E}=20,8) \quad (6.18)$$

$$T_{s>} = 2,45 h_F \quad (\text{s.e.}=0,15; \text{MA\%E}=40,9) \quad (6.19)$$

para as propagações do fogo a favor e contra o vento, respectivamente.

A razão entre as alturas de enegrecimento do tronco nas suas faces abrigada e exposta exibiu uma variação considerável (1-18), ainda que os valores médios sejam relativamente estáveis: $3,5 \pm 0,3$ e $3,2 \pm 0,3$ para as frentes traseira e dianteira, respectivamente. O parâmetro $T_{s>}:T_{s<}$ pode ajudar a documentar as condições de execução de uma queima, uma vez que varia em função da velocidade do vento ($r^2=0,45$, $p<0,0001$). As equivalências seguintes constituem aproximações razoáveis:

$T_{s>}:T_{s<}$	U , km h ⁻¹
<2	<2
3	4
4	5
5	7
6	9
7	11

Wade e Johansen (1986b) referem que a altura de tronco chamuscado pode indicar dano nas árvores por via de correlação com graus elevados de desfoliação. À semelhança de outros estudos (Storey e Merkel 1960; Finney e Martin 1993a; Botelho 1996) assim sucedeu no conjunto de queimas efectuadas nos povoamentos de menor estatura (Alvão2 e Padrela), nos quais T_s e $T_{s>}$ estão correlacionados ($r=0,68$, $p<0,0001$) com a altura de copa dessecada.

VI.2.2. ALTURA DE COPA DESSECADA

VI.2.2.1. Abordagem empírica

O estudo da altura de dessecação da vegetação é dificultado pela necessidade da experimentação resultar em valores de h_s superiores ao início da copa mas aquém do seu limite superior. Assim, a exclusão das parcelas sem lesões na copa ($n=38$) bem como daquelas em que a altura potencial de dano foliar superou a altura das árvores ($n=18$) limitou a modelação da altura máxima de morte foliar a um conjunto de 33 observações.

A altura de copa dessecada está correlacionada de forma similar com a altura ($r=0,84$, $p<0,0001$) e comprimento ($r=0,85$, $p<0,0001$) da chama, sendo as relações aproximadamente lineares (Fig. VI.12).

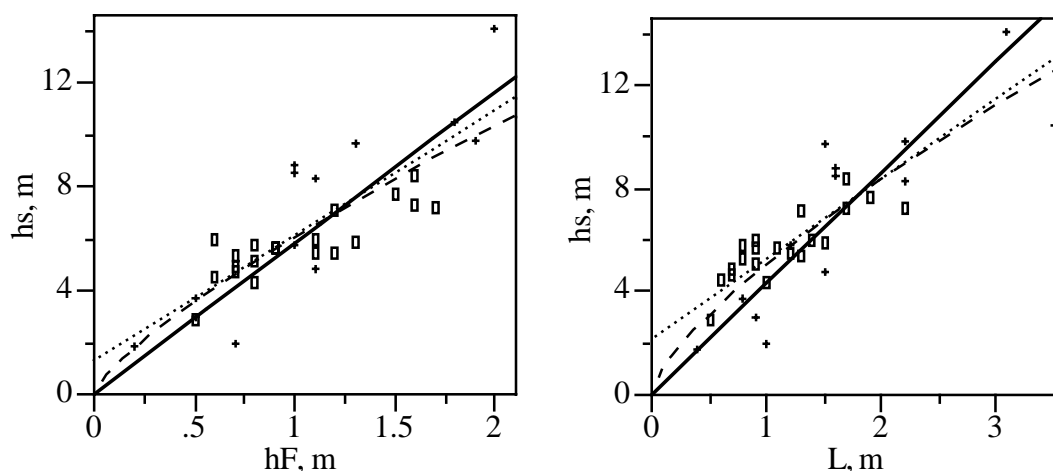


Fig. VI.12. Variação da altura de copa dessecada (h_s) com a altura (h_F) e comprimento (L) da chama. As linhas a tracejado, cheio e ponteadas representam o ajustamento aos dados de equações do tipo $y=a+bx$, $y=bx$ e $y=ax^b$.

As equações 6.20 e 6.21 oferecem uma estimativa expedita mas razoavelmente efectiva (Quadro VI.9) da altura máxima de copa morta a partir das características dimensionais da chama:

$$h_s = 5,821 h_F \quad (\text{s.e.} = 0,23) \quad (6.20)$$

$$h_s = 4,314 L \quad (\text{s.e.} = 0,19) \quad (6.21)$$

Uma análise de regressão passo-a-passo selecciona como principal variável explicativa de h_s o comprimento da chama ($p<0,0001$) em detrimento da sua altura, e acrescenta a temperatura do ar ($p=0,0359$) e a velocidade do vento ($p=0,0477$). L é responsável por cerca de 72% da variação, com os contributos de T e U limitados respectivamente a 4% e 3%. h_s varia em função de $L^{0,89}$ ao considerar o efeito das duas variáveis ambientais, com um intervalo de confiança de 0,66-1,21 para o expoente, e a inclusão do termo não-linear praticamente não melhora o grau de ajustamento em relação a um modelo linear. Desta forma, e não sendo significativamente diferente de zero o valor estimado para o interceptor, obtém-se:

$$h_s = 3,770 L + 0,171 T - 0,231 U \quad (6.22)$$

com $\text{s.e.} = 0,342$, $0,033$ e $0,116$, respectivamente. Esta equação, cujo desempenho pode ser apreciado na Fig. VI.13 e no Quadro VI.9, indica que a altura de dessecção foliar é aproximadamente igual ao quádruplo do comprimento da chama, aumentando e diminuindo 0,5 m, respectivamente por cada acréscimo de 3°C na temperatura ambiente e cada aumento de 2 km h^{-1} na velocidade do vento.

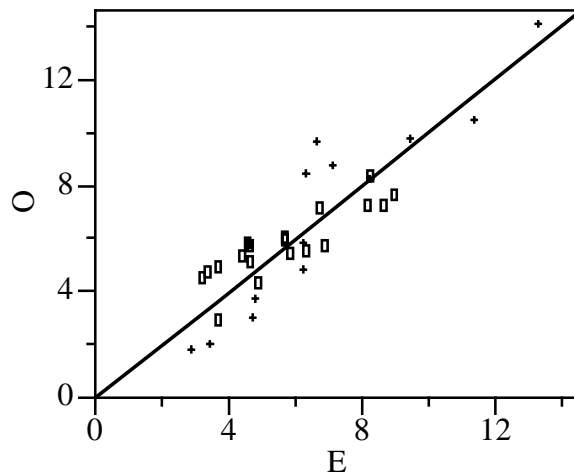


Fig. VI.13. Verificação do desempenho do modelo 6.22 para o conjunto de dados de ajustamento: altura de copa dessecada (m) observada *versus* estimada.

Quadro VI.9. Estatísticas comparativas dos modelos empíricos para estimação da altura de copa dessecada.

Equação	R ²	Resíduos		MAE	MA%E (desv. padr.)
		Varição	Média		
6.20	0,953	-2,70 - 2,98	0,18	1,18	20,6 (19,0)
6.21	0,938	-4,60 - 3,23	0,42	1,28	23,0 (21,8)
6.22	0,970	-1,74 - 3,07	0,03	0,99	19,9 (17,0)

VI.2.2.2. Abordagem semi-física

O modelo 6.22 é puramente empírico e assenta num conjunto reduzido de observações. Uma resposta mais universal e fisicamente fundamentada ao problema da predição da altura de morte foliar em povoamentos de pinheiro bravo residirá plausivelmente na adaptação de equações preexistentes (ver secção III.2.4.2), baseadas em teoria descritiva do gradiente térmico numa coluna de convecção.

O Quadro VI.10 apresenta as constantes de proporcionalidade k_1 a k_3 para as equações 8 a 10 de Van Wagner (1973), correspondentes às expressões 3.14 a 3.16 no Cap. III, estimadas por análise de regressão e não muito diferentes dos valores originalmente derivados por aquele autor. A estimativa de k_1 é inferior à de Van Wagner, cuja equação baseada somente na I_B conseqüentemente sobrestima a altura de copa dessecada. São contudo maiores as estimativas dos coeficientes k_2 e k_3 para o *Pinus pinaster*, sugerindo que as equações de Van Wagner não dão o devido peso às influências da temperatura ambiente e velocidade do vento sobre h_s .

Os indicadores estatísticos do Quadro VI.10 mostram que a parametrização das equações de Van Wagner não é uma alternativa viável à equação 6.22. A consistência das

estimativas é de assinalar, mas o ajustamento aos dados é bastante deficiente: as equações geram resultados bastante enfiados, predominando a sub-predição até $h_s=8$ m e a sobrestima daí em diante.

Quadro VI.10. Estimativas de constantes de proporcionalidade k para as equações de altura de copa dessecada de Van Wagner (1973).

Variáveis independentes*	k da eq. de Van Wagner **	k estimado (s.e.)	R^2	MA%E (desv. padr.)
I_B (8)	0,148	0,101 (0,006)	0,214	28,8 (19,1)
I_B, T (9)	4,471 ^a	5,051 (0,284)	0,353	26,6 (17,7)
I_B, T, U (10)	0,742	0,810 (0,045)	0,355	25,7 (16,5)

* Entre parênteses o número da equação correspondente no artigo de Van Wagner (1973). ** Em unidades do SI de acordo com Alexander (1998). ^a Posteriormente (Van Wagner 1975) é apresentado $k=3,428$, a média de seis fogos experimentais nos quais o gradiente vertical de temperatura foi medido com termopares.

Alexander (1998) propõe a modelação da altura de copa dessecada como:

$$h_s = \frac{k_1 I_B^{2/3} \text{sen } A_p}{T_L - T} \quad (6.23)$$

sendo T_L a temperatura letal para o tecido foliar e A_p o ângulo de inclinação da pluma térmica do fogo. Assumindo que A , o ângulo de inclinação da chama com a horizontal, é um indicador de A_p , aquele autor ajusta às observações de A_p efectuadas num túnel de vento durante o programa experimental de Wolff et al. (1991) uma forma modificada da equação 10 de Nelson e Adkins (1986), obtendo:

$$A_p = \tan^{-1} \left[0,209 \left(\frac{I_B}{u^3} \right)^{0,286} \right] \quad (6.24)$$

A temperatura letal é comumente estimada por recurso a uma relação semi-logarítmica do tipo $T_L=A-B \ln t_d$, em que t_d é o tempo de exposição ao calor. Para agulhas de *Pinus pinaster* em repouso fisiológico, Freitas (1995) obteve $A=56,17$ e $B=2,763$, coeficientes próximos daqueles que são referidos para outros pinheiros do Mediterrâneo (Duhoux 1994) e da América do Norte (Nelson 1952 in Alexander 1998).

A variável t_d é equiparada ao tempo de residência da frente de chamas t_r (a duração da combustão com chama), mas nem o t_r nem a profundidade da chama D (que permite estimar t_r por combinação com R) foram medidos nos fogos experimentais. D foi aproximada através da expressão 6.25 (Alexander 1998):

$$D = (L^2 - h_F^2)^{0,5} \quad (6.25)$$

fazendo $D=1,5 h_F$ nos casos em que $L=h_F$ (Leicester 1985 in Alexander 1998). As correspondentes estimativas de D variam de 0,3 a 3,0 m, e $t_f=D/R$ situa-se no intervalo 9-181 s, com média de 57 s, o que gera uma variação de 53 a 61 °C para T_L . A estimativa de k_1 (equação 6.23) por regressão é igual a 6,419, mas o modelo não logra explicar mais do que metade da variação da h_s (Quadro VI.11) ficando assim bastante aquém da equação empírica.

Alexander (1998) escreve "... *k* presumably cannot be considered as a universal value as long as Byram's fire intensity is used in place of some more fundamental property or characteristic of surface fire behaviour...", principalmente porque a correspondência entre os atributos da chama e a I_B depende das características do combustível, tal como referimos no capítulo anterior. Ryan (1982) havia já sugerido que nas equações de Van Wagner a I_B se exprimisse em função do comprimento da chama, dado o interesse em monitorizar uma queima com base numa variável observável. Assim, e como alternativa a 6.23, Alexander (1998) apresenta equações em que a altura ou o comprimento da chama tomam o lugar de $I_B^{2/3}$:

$$h_s = \frac{k_2 h_F \text{ sen } A_p}{T_L - T} \quad (6.26)$$

$$h_s = \frac{k_3 L \text{ sen } A_p}{T_L - T} \quad (6.27)$$

A ausência de relações quantitativas de A_p com U e com h_F ou L constitui um obstáculo à implementação de 6.26 e 6.27, superável se A se aproximar a A_p . Para uso com aquelas expressões adoptámos uma reformulação da equação 5.17 (expressão 6.28) e uma equação que Alexander (1998) propõe com base em Putnam (1965) (expressão 6.29):

$$A = \tan^{-1} 0,709 \left(\frac{g h_F}{u^2} \right)^{0,281} \quad (6.28)$$

$$A = \tan^{-1} \left[2,24 \left(\frac{L}{u^2} \right)^{0,5} \right] \quad (6.29)$$

O ajustamento da equação 6.26 baseada na altura da chama aos dados deste estudo gerou $k_2=319,9$ mas o ganho em relação às equações de Van Wagner é diminuto ($r^2=0,53$). A opção pelo comprimento da chama é consideravelmente mais satisfatória, com propriedades estatísticas comparáveis às do modelo empírico (Quadro VI.11). A correspondente constante de proporcionalidade é $k_3=220,0$, mas repare-se que o desempenho estatístico é similar mantendo T_L fixo em 60 °C (equação 6.27b no Quadro VI.11, $k_3=230,5$), ou seja, estimar uma temperatura letal para cada fogo não melhorou a capacidade de predição da altura de copa dessecada.

Quadro VI.11. Estimativas das constantes de proporcionalidade k para as equações de altura de copa dessecada de Alexander (1998) e estatísticas comparativas.

Equação	k estimado (s.e.)	R^2	Resíduos		MAE	MA%E
			Varição	Média		
6.23 (k_1)	6,419 (0,315)	0,498	-2,69 - 4,90	0,89	1,50	26,7 (17,4)
6.27a (k_3)	220,0 (7,8)	0,725	-2,29 - 3,58	0,29	1,07	19,5 (15,4)
6.27b (k_3)	230,5 (8,2)	0,725	-1,88 - 3,11	0,33	1,08	19,2 (14,8)

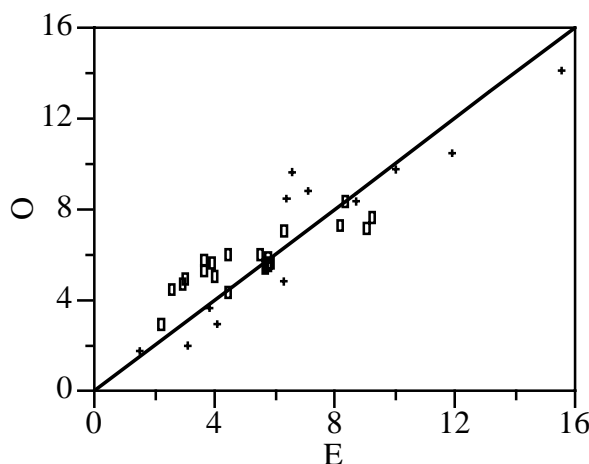


Fig. VI.14. Verificação do desempenho do modelo 6.27b ($T_L=60$ °C) para o conjunto de dados de ajustamento: altura de copa dessecada (m) observada *versus* estimada.

As estatísticas referentes aos resíduos favorecem o uso da equação 6.22, mas as expressões 6.27a e 6.27b são mais precisas. O modelo empírico tende a sobrestimar h_s quando aplicado a dados independentes (Fig. VI.14), e as estatísticas de validação no Quadro VI.13 suportam claramente a opção pela equação 6.27 simplificada, isto é, com $T_L=60$ °C.

Dispondo de medições de temperatura a diferentes alturas na coluna de convecção, Van Wagner (1975) resolveu a sua equação 9 (Van Wagner 1973) em ordem a k_2 . Este procedimento, que Alexander (1998) aplica às expressões 6.23, 6.26 e 6.27, permite o cálculo directo da constante de proporcionalidade para fogos individuais, cuja variabilidade é interpretável como um efeito da estrutura do complexo-combustível. Retendo apenas as duas equações relevantes, temos:

$$k_1 = \frac{(T_L - T) h_s}{I_B^{2/3} \text{sen } A_p} \tag{6.30}$$

$$k_3 = \frac{(T_L - T) h_s}{L \text{sen } A_p} \tag{6.31}$$

k_1 , k_2 , e k_3 com $T_L=60$ °C variaram nos intervalos 4-16, 130-366 e 148-405, respectivamente. A correlação dos coeficientes k com características do combustível, visível no Quadro VI.12, é suficientemente grande para afirmar que quando as quantidades de arbustos e de vegetação do sub-bosque são respectivamente maiores ou proporcionalmente mais importantes, os valores de k diminuem.

Quadro VI.12. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre características do complexo-combustível e os coeficientes k_1 e k_3 (Alexander 1998) calculados para os fogos individuais ($n=33$).

	k_1	k_2	k_3 com $T_L=60$ °C
sb:L	-0,36 *	-0,40 *	-0,37 *
W_a	-0,37 *	-0,37 *	-0,31 n.s.

sb:L = razão entre as cargas de combustível do sub-bosque e da folhada superficial;
 W_a = carga de combustível arbustivo fino. * $p<0,05$

Quadro VI.13. Estatísticas de validação ($n=12$) dos modelos 6.22 (empírico), 6.27a (com T_L variável) e 6.27b ($T_L=60$ °C) para estimação da altura de dessecação da copa.

Eq.	MAE	MA%E (desvio padrão)	Regressão linear			EF
			R^2	Interceptor ^a	Declive ^b	
6.22	1,39	40,5 (37,7)	0,680	0,22 n.s.	0,78 n.s.	0,502
6.27a	1,46	34,6 (26,6)	0,750	1,20 n.s.	0,62 *	0,657
6.27b	1,19	29,7 (22,3)	0,764	0,95 n.s.	0,72 n.s.	0,800

^a A significância indica se o coeficiente é diferente de 0. ^b a significância indica se o coeficiente é diferente de 1. ^c Observações no complexo folhada-arbustos. n.s. não significativo; * $p<0,05$.

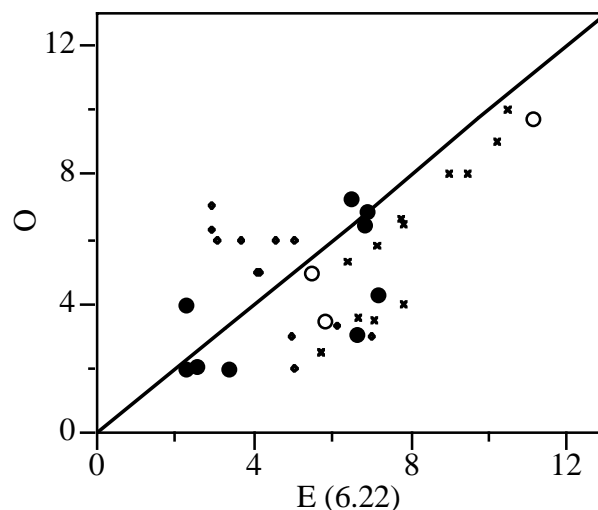


Fig. VI.15a. Validação do modelo 6.22 (empírico) com dados independentes ($n=37$): altura de copa dessecada (m) observada *versus* estimada. Os dados respeitam a queimas experimentais (círculo) e operacionais (losango) em *P. pinaster*, e a fogos experimentais em *P. radiata* (cruz, Burrows et al. 1988a). Os círculos negros e brancos correspondem a fogos conduzidos contra e a favor do vento, respectivamente.

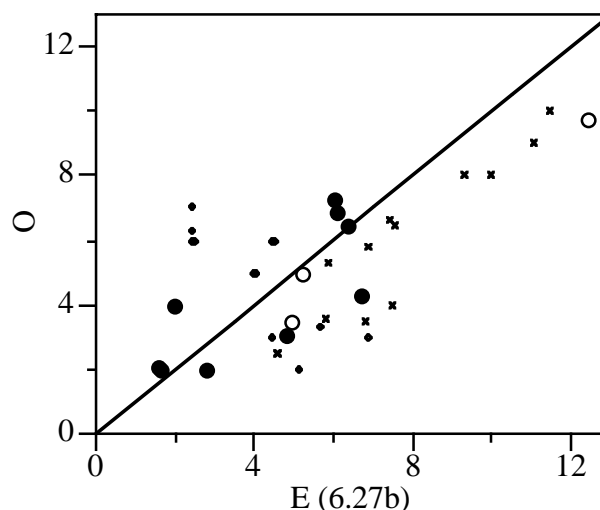


Fig. VI.15b. Validação do modelo 6.27b ($T_L=60$ °C) com dados independentes ($n=37$): altura de copa dessecada (m) observada *versus* estimada. Os dados respeitam a queimas experimentais (círculo) e operacionais (losango) em *P. pinaster*, e a fogos experimentais em *P. radiata* (cruz, Burrows et al. 1988a). Os círculos negros e brancos correspondem a fogos conduzidos contra e a favor do vento, respectivamente.

VI.2.3. MORTALIDADE

VI.2.3.1. Probabilidade de ocorrência de mortalidade no povoamento

Estão patentes no Quadro VI.14 os valores médios dos descritores do ambiente, comportamento e efeitos do fogo que são significativamente diferentes entre os dois eventos contrários em análise, a ausência e ocorrência de mortalidade no estrato arbóreo.

Nas parcelas onde o fogo veio a causar (directa ou indirectamente) mortalidade, as queimas efectuaram-se em condições atmosféricas mais calmas, quentes e secas, com menor humidade na folhada inferior, e resultaram em maior consumo de combustível total (em termos absolutos como relativos). Mas as diferenças mais vincadas entre as duas situações são estabelecidas por factores da estação, pelo comportamento do fogo e, principalmente, pelos impactes nas árvores. Assim, a ocorrência de mortalidade está associada a um estrato arbustivo bem desenvolvido, a povoamentos de menor estatura, a chamas maiores, e aos indicadores de dano expressos em proporção da altura total da árvore (Rh_s , RT_s) ou do comprimento da copa (RC_s). É particularmente revelador que nas parcelas com árvores mortas a proporção de copa desfoliada seja quatro vezes maior.

O Quadro VI.15 confirma o que o Quadro VI.14 sugere, ou seja, a diversidade de variáveis com potencial explanatório da ocorrência de mortalidade. O ajustamento de regressões logísticas para obtenção de modelos probabilísticos de mortalidade favorece ($p<0,0001$) a selecção dos descritores relativos de dano e de tamanho das árvores — Th e Hc , praticamente intermutáveis ($r=0,996$) —, a altura da chama e o coberto arbustivo, mas

também o declive do terreno, a temperatura e humidade relativa do ar, e a profundidade de queima.

Quadro VI.14. Médias das variáveis contínuas significativamente diferentes ($p < 0,05$) entre fogos sem (0, $n=59$) e com (1, $n=30$) mortalidade no estrato arbóreo.

Variável	0	1	Variável	0	1
<i>DECL</i>	17	7	<i>Hc</i>	7,1	7,3
<i>U</i>	4,7	2,8	<i>h_F</i>	1,0	1,7
<i>T</i>	10,1	13,7	<i>L</i>	1,6	2,1
<i>HR</i>	58,6	44,4	<i>Pw_L</i>	95,6	98,6
<i>M_F</i>	157,3	122,2	<i>w_{sup}</i>	8,3	10,6
<i>COBa</i>	29,2	65,3	<i>Pw_T</i>	56,5	67,7
<i>COBsb</i>	51,5	78,6	<i>w_T</i>	12,3	15,4
<i>W_a</i>	3,6	6,4	<i>Rh_s</i>	0,25	0,78
<i>W_{sup}</i>	9,3	11,9	<i>RCs</i>	0,16	0,61
<i>Th</i>	14,1	7,3	<i>RTs</i>	0,10	0,29

Th = altura média das árvores da parcela, m; *Hc* = altura média (distância ao solo) da copa viva das árvores; *Rh_s* = altura relativa de dessecação foliar; *RCs* = razão de copa dessecada; *RTs* = altura relativa de tronco carbonizado.

Quadro VI.15. Variáveis independentes explicativas ($p < 0,05$) da probabilidade de ocorrência de mortalidade nas árvores de um povoamento ($n=89$) através do ajustamento de um modelo logístico.

Variável	p	Variável	p	Variável	p
<i>DECL</i>	<0,0001	<i>W_a</i>	0,0012	<i>w_{sup}</i>	0,0013
<i>U</i>	0,0005	<i>W_{sup}</i>	0,0029	<i>Pw_T</i>	0,0070
<i>T</i>	<0,0001	<i>Th</i>	<0,0001	<i>w_T</i>	0,0034
<i>HR</i>	<0,0001	<i>Hc</i>	<0,0001	<i>h_s</i>	0,0286
<i>M_F</i>	0,0213	<i>L</i>	0,0351	<i>Rh_s</i>	<0,0001
<i>EPO *</i>	0,0003	<i>h_F</i>	<0,0001	<i>RCs</i>	<0,0001
<i>COBa</i>	<0,0001	<i>w_{LF}</i>	0,0269	<i>RTs</i>	<0,0001
<i>COBsb</i>	<0,0019	<i>PQ</i>	<0,0001		

* Época do ano (relativamente ao estado fisiológico): 0=dormência, 1=crescimento (do meio de Fevereiro a Outubro).

A análise dos efeitos conjugados das variáveis do Quadro VI.15 atribui o melhor desempenho estatístico a modelos que combinam a altura média das árvores e um dos descritores de dano físico relativo, destacando-se o uso de *RTs* pelo elevado poder de discriminação ($c=0,979$) da equação resultante. Autores como Storey e Merkel (1960) e Dixon et al. (1984) defendem que o enegrecimento do tronco (em proporção da altura total da árvore) é mais útil como indicador de mortalidade que o dano na copa. Ainda que possa ser implicado na infestação por escolítídeos (Bradley e Tueller 2001; Menges e Deyrup 2001; Santoro et al. 2001), o chamuscamento do tronco é, como referido anteriormente,

praticamente desprovido de significado fisiológico numa espécie como o pinheiro bravo. Assim, e dado o grau de correlação entre *RTs* e *RCs* ($r=0,85$, $p<0,0001$), é provável que a superioridade da primeira variável relativamente à segunda na explicação da mortalidade advinha da maior exactidão e precisão associadas à medição da altura de tronco chamuscado. Além de não ser biologicamente justificável, uma equação de mortalidade que empregue a razão de tronco chamuscado como variável independente não é generalizável, uma vez que a correlação de *RTs* com *RCs* é presumivelmente dependente das dimensões da chama, comprimento da copa e estrutura do povoamento. Os coeficientes e estatísticas do modelo logístico baseado em *Th* e *RCs* (equação 6.32) figuram no Quadro VI.16.

Em alternativa à equação 6.32 é interessante (e mesmo conveniente) dispor de um modelo que integre explicitamente o comportamento do fogo. Os distintos níveis de significância no Quadro VI.15 indicam uma vantagem da altura da chama sobre o respectivo comprimento, a qual se desvanece após combinar individualmente estas variáveis com a altura das árvores. Havendo correlação entre *Th* e h_F ($r=-0,40$, $p<0,0001$) mas não entre *Th* e *L* ($p=0,2112$), e sendo o comprimento da chama mais consistente como preditor de h_s (equações 6.22 e 6.27), justifica-se a opção por *L* (equação 6.33 no Quadro VI.16). O desempenho estatístico da equação 6.33 é apenas ligeiramente inferior ao da equação 6.32. A adição de *T* e *U* à expressão 6.33 não é estatisticamente relevante, contrariamente ao que seria de esperar da sua influência na altura de copa dessecada, mas note-se que i) h_s foi mensurável em apenas 22 dos 59 fogos sem mortalidade, e ii) *L* está correlacionado com *T* ($p=0,0002$) e *U* ($p=0,0404$), e portanto o seu efeito está confundido com os efeitos de *T* e *U*.

Quadro VI.16. Modelos logísticos para a probabilidade de ocorrência de mortalidade no estrato arbóreo.

Equação:	6.32			6.33		
	<i>b</i> ₀	<i>Th</i>	<i>RCs</i>	<i>b</i> ₀	<i>Th</i>	<i>L</i>
Coefficientes	-3,462	0,703	-4,974	-5,738	0,841	-0,824
(erro padrão)	(2,398)	(0,282)	(1,956)	(2,067)	(0,263)	(0,429)
$p>\chi^2$ (LR)	-	0,0001	0,0043	-	0,0000	0,0034
Êxito		0,800			0,767	
Rejeição correcta		0,881			0,881	
Falha		0,119			0,119	
Falso alarme		0,200			0,233	
Exactidão		0,854			0,842	
<i>c</i>		0,947			0,935	

A Fig. VI.16 representa graficamente as equações de mortalidade 6.32 e 6.33. Tomando $P=0,5$ como critério de identificação dos limiares de mortalidade no povoamento, observam-se as seguintes correspondências entre a altura média das árvores e os níveis de dano (médio) na copa e comportamento do fogo que ocasionam árvores mortas:

Th , m	RCs	L , m
8	0,50	1,2
10	0,75	3,2

Os gráficos mostram também que se a altura média das árvores não ultrapassar 6 metros há sempre indivíduos que não sobrevivem ao fogo, independentemente do grau de dano foliar que apresentem ou da intensidade do fogo a que tenham sido expostos. Este resultado é uma consequência evidente da experimentação conduzida no povoamento Alvão2, no qual coexistiam plantas de variada dimensão (21% das quais não ultrapassando 2,5 m de altura, Quadro IV.3), e ilustra o potencial do fogo prescrito como técnica de desbaste de pinhais regenerados naturalmente.

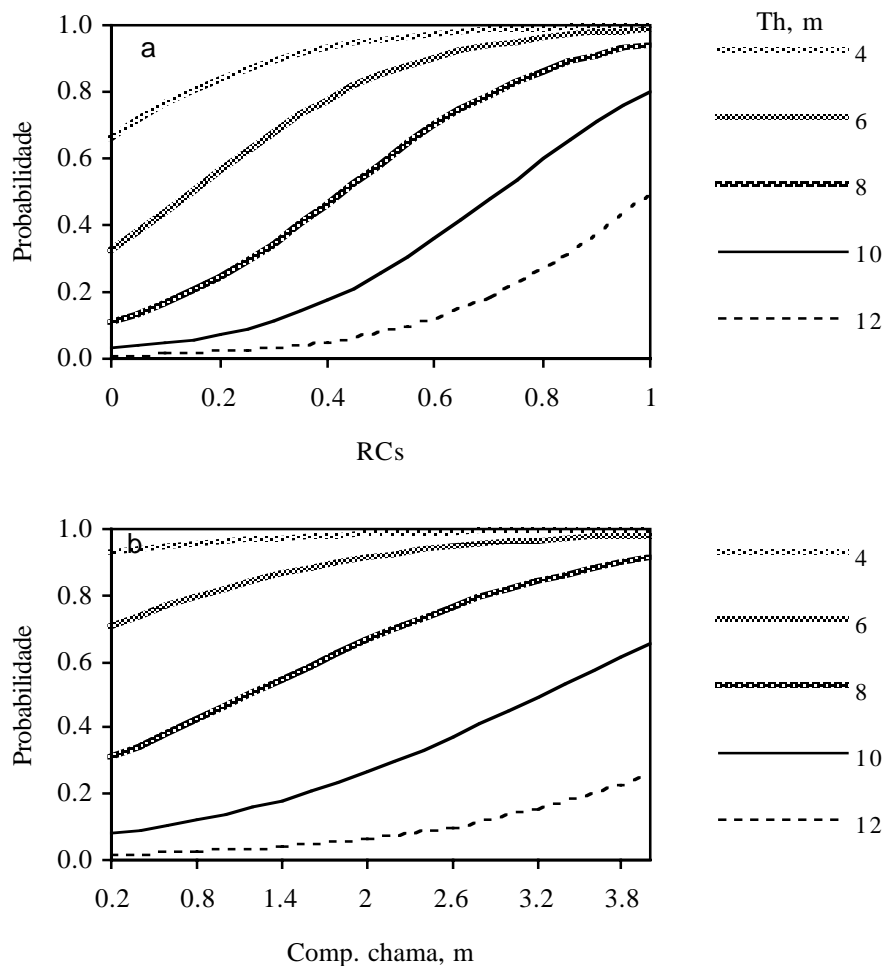


Fig. VI.16. Representações gráficas dos modelos de probabilidade de mortalidade no povoamento, respectivamente em função da altura média das árvores e da razão de copa dessecada (a, eq. 6.32), e da altura média das árvores e comprimento da chama (b, eq. 6.33).

VI.2.3.2. Quantificação da mortalidade no povoamento

É consideravelmente mais importante, dos pontos de vista silvícola e ecológico, caracterizar a mortalidade que simplesmente prever se vai ocorrer ou não num determinado povoamento. É esse o intuito dos modelos de predição para árvores individuais, que estimam probabilidades de mortalidade (ou de sobrevivência) que são função parcial da resistência da árvore, ou seja da sua dimensão; o conhecimento da distribuição da variável dimensional (nomeadamente por classes de *DAP*) permite então projectar o impacto do fogo à escala do povoamento. Esta análise persegue o mesmo objectivo, mas procura avaliar global e directamente a severidade do fogo nas árvores, o que é possível se o alvo da modelação for a comunidade e não o indivíduo.

Não intentámos modelar individualmente os três indicadores de mortalidade no estrato arbóreo. Assim, é a título meramente descritivo que se apresentam no Quadro VI.17 as suas correlações mais relevantes ($p < 0,01$) com os parâmetros ambientais e os restantes descritores da severidade do fogo. A associação às dimensões da chama não é tão expressiva ($p < 0,05$) pelo que se omitiram do Quadro VI.17 os correspondentes valores de r . Os parâmetros mais estreitamente associados à quantificação da mortalidade mudam consoante a variável independente em questão, sendo predominantes aqueles que respeitam ao dano foliar e às marcas no tronco.

Quadro VI.17. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre os descritores do grau de mortalidade nas árvores e as variáveis ambientais e efeitos do fogo ($p < 0,01$, $n=30$).

	<i>DAPm</i>	<i>Max DAPm</i>	<i>MORT</i>
<i>T</i>	0,657	0,691	-
<i>M</i>	-0,667	-0,614	-
<i>M_F</i>	-0,652	-0,745	-
<i>M_H</i>	-0,633	-0,715	-
<i>Th</i>	0,616	-	-0,513
<i>P_{wLF}</i>	-	0,607	0,599
<i>w_F</i>	0,590	0,698	0,520
<i>P_{wF}</i>	0,483	0,659	0,603
<i>P_Q</i>	-	0,645	0,561
<i>P_{w_{sup}}</i>	-	0,504	-
<i>w_T</i>	0,643	0,755	-
<i>P_{w_T}</i>	0,463	0,654	0,585
<i>h_s</i>	0,802	0,632	-
<i>Rh_s</i>	0,706	0,732	-
<i>RC_s</i>	0,620	0,701	-
<i>RT_s</i>	0,648	0,735	0,465

Repartiram-se as parcelas experimentais por classes de gravidade da mortalidade arbórea, as quais reflectem o tamanho e a quantidade relativa de árvores mortas. Na prática,

o factor dimensão acabou por prevalecer na classificação, já que a percentagem de mortalidade é bastante dependente da estrutura do povoamento. Consideraram-se três classes, com as seguintes características:

0. Mortalidade nula em indivíduos com $DAP \geq 2$ cm ($n=59$).
1. Mortalidade limitada a árvores de $DAP \leq 6$ cm, embora bastante variável (5-50%) em função da distribuição de diâmetros. O DAP médio das árvores mortas situou-se usualmente no intervalo 3-5 cm ($n=20$). Corresponde, grosso modo, ao nível de dano que estudos anteriores em *Pinus pinaster* (até 20 anos de idade) têm observado após fogos experimentais de intensidade reduzida a moderada (Vega 1978; Botelho 1996; Rigolot 1996; Botelho et al. 1998a, b).
2. Mortalidade variável (quase sempre $\geq 15\%$ das existências), abarcando árvores com $DAP > 6$ cm, e frequentemente indivíduos com $DAP > 10$ cm pertencentes aos estratos dominante e co-dominante. O DAP médio das árvores mortas tipicamente ultrapassou 6 cm ($n=10$).

A classe de mortalidade, codificada como uma variável categórica ordinal, constituiu a variável dependente sobre a qual incidiu a modelação, tendo sido utilizada regressão logística (Walker e Duncan 1967) para quantificar a probabilidade de ocorrência das classes atrás definidas. A altura média das árvores e os descritores de dano relativamente ao porte das árvores (RCs , Rh_s e RTs) sobressaem pela sua elevada capacidade discriminatória, sendo que o modelo mais satisfatório combina os efeitos de Th ($p=0,0050$), RCs ($p=0,0012$) e T ($p=0,0012$):

$$P_{CMORT} = \frac{1}{1 + \exp(b_0 + 0,438 Th - 6,221 RCs - 0,246 T)} \quad (6.34)$$

em que P_{CMORT} é a probabilidade da classe de mortalidade dois anos após o fogo. O coeficiente b_0 toma os valores de 2,156 (s.e.=1,757) ou 5,320 (s.e.=1,953), consoante se trate de discriminar entre as classes 0 e 1 ou entre as classes de mortalidade 1 e 2. Os erros padrões associados a RCs , Th e T são respectivamente 0,163, 2,029 e 0,094. A concordância global entre as classificações efectuadas pelo modelo 6.34 e as classes observadas é de 79% apenas, para o que contribuirá o desequilíbrio que existe no número de fogos por classe de mortalidade.

A Fig. VI.17 exemplifica o resultado da equação 6.34 para um povoamento cujas árvores têm uma altura média de 8 m. O gráfico indica que, para um nível relativamente elevado de dano foliar ($RCs=0,75$, valor médio para as árvores do povoamento), e a não ser que a temperatura ambiente exceda 18 °C, o grau de mortalidade será aceitável, já que não serão afectados indivíduos dominantes e co-dominantes

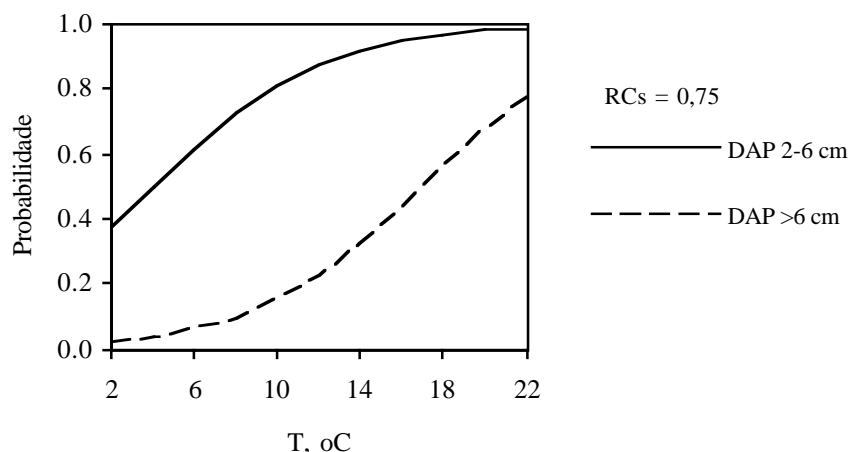


Fig. VI.17. Probabilidade de ocorrência de mortalidade de acordo com a equação 6.34 em árvores de $2 \leq DAP \leq 6$ cm (classe de mortalidade 1) e em árvores de $DAP > 6$ cm (classe de mortalidade 2) num povoamento em que $Th=8$ m e $RCs=0,75$.

VI.2.4. DISCUSSÃO

VI.2.4.1. Altura de tronco chamuscado

A altura da marca do fogo na casca do tronco varia acentuadamente em torno do seu perímetro, devido à variação espacial e temporal da temperatura. Este aquecimento diferencial está bem documentado (Fahnestock e Hare 1964; Tunstall et al. 1976), inclusive em *Pinus pinaster* (Hernando et al. 2000; Vega et al. 2000c). A extensão vertical do chamuscado é maior no sotavento do tronco porque aí se formam vórtices convectivos que aumentam o tempo de residência e a altura da chama, fenómeno usualmente designado como "efeito de chaminé" e explicado pormenorizadamente por Gutsell e Johnson (1996).

A razão média aproximada de 3:1 que observámos entre as alturas máxima e mínima de tronco chamuscado é comum ao *P. palustris* (Fahnestock e Hare 1964) e aos resultados obtidos por Hernando et al. (2000) num túnel de vento em que U variou de 0 a 18 km h^{-1} , enquanto que os dados de Rego et al. (1993) referentes a seis fogos em pinhal bravo permitem calcular um valor médio de 4:1 correspondente a $U=3,3 \text{ km h}^{-1}$.

A altura de casca enegrecida tem sido equiparada à altura da chama (McNab 1977; Tozzini e Soares 1987; Windisch e Good 1991), e relacionada com a altura ou comprimento da chama (Cain 1984; Brown e DeByle 1987; Finney e Martin 1993a) e com a intensidade frontal de Byram (Weber et al. 1987; Gill e Moore 1992; Batista e Soares 1994). Mas a correspondência entre h_F e T_s depende do sentido de propagação do fogo relativamente ao vento, o que é evidente nos resultados deste estudo e Gutsell e Johnson (1996) explicam: uma determinada altura de chama origina maior T_s num fogo contra o vento porque o tempo de residência na face abrigada do tronco aumenta com a diminuição da velocidade de propagação.

Em pinhal de *P. echinata* e *P. taeda*, Cain (1984) mediu comprimentos de chama aproximadamente duplos da altura de tronco chamuscado, sem contudo se referir à analogia de $T_{s>}$ com a altura da chama. À relação de quase equivalência entre $T_{s>}$ e h_F que verificámos em fogos a favor do vento, Hernando et al. (2000) contrapõem $T_{s>}=1,28h_F-0,10$. Também em *P. pinaster*, os dados contidos em Rego et al. (1993) e Botelho (1996) indicam respectivamente $T_{s>}=1,4h_F$ e $T_{s>}=0,8h_F$, expressões não comparáveis com 6.18 e 6.19 porque descrevem o resultado médio de conjuntos de fogos conduzidos contra o vento ou por linhas sucessivas a favor do vento.

Igualar a altura da chama à altura máxima de tronco chamuscado ou a metade do seu valor, consoante o padrão de condução do fogo, constitui uma regra útil na avaliação operacional do fogo prescrito mas com evidentes limitações de exactidão, simplesmente porque $T_{s>}$ não depende somente de h_F . Detectámos influências adicionais da humidade da folhada inferior, cuja diminuição não é descabido associar a um aquecimento mais prolongado do tronco, e da temperatura ambiente, cujo aumento está implicado directa e indirectamente (menor humidade da casca) na facilidade de combustão da casca. Mas há ainda que referir o importante e frequentemente observado efeito da dimensão da árvore (Tunstall et al. 1976; Gill e Moore 1992; Finney e Martin 1993a; Botelho 1996), causado essencialmente pelo efeito físico do diâmetro do tronco (Gutsell e Johnson 1996) mas também porque árvores de maior porte acumulam mais combustível na base do tronco (Gill e Moore 1992) e têm casca mais espessa (Finney e Martin 1993a). Finalmente, a persistência temporal do enegrecimento do tronco faz com que o uso repetido do fogo induza alguma incerteza na medição da altura do chamuscado, tal como refere Cain (1984).

VI.2.4.2. Altura de dessecação da copa

A análise empírica da altura máxima de morte foliar na copa mostrou que esta variável é, essencialmente, função do comportamento do fogo. Estimar a altura de copa afectada pelo fogo com base em variáveis que directa ou indirectamente exprimem o *output* calorífico da frente de chamas (e que a prescrição permite controlar ou seleccionar) é conveniente e teoricamente consistente. Todavia, a h_s não apresentou relação visível com o comportamento do fogo num estudo prévio em pinhal bravo jovem (Botelho 1996), reflectindo provavelmente a reduzida estatura das árvores (5,5 m em média), que não terá permitido que a h_s potencial se manifestasse em parte dos fogos, e o contributo dos indivíduos com $RC_s=1$ para o cálculo da h_s média por parcela.

De Ronde (1988) e de Ronde et al. (1990) indicam que em pinhal a altura de copa dessecada é aproximadamente igual a seis alturas de chama. Esta regra expedita é válida para o *Pinus pinaster* nos intervalos de temperatura ambiente (5-20 °C) e velocidade do vento (0,5-9 km h⁻¹) que forneceram dados para modelar h_s (equação 6.20). Na literatura, e também para fogo prescrito, predominam razões $h_s:h_F$ de 4-6 (McArthur 1962; Cheney

1978; Burrows et al. 1988a), enquanto que Burrows (1997) e Williams et al. (1998) obtiveram respectivamente $h_s:h_F=9$ e $h_s:h_F=8$ em condições de queima mais severas.

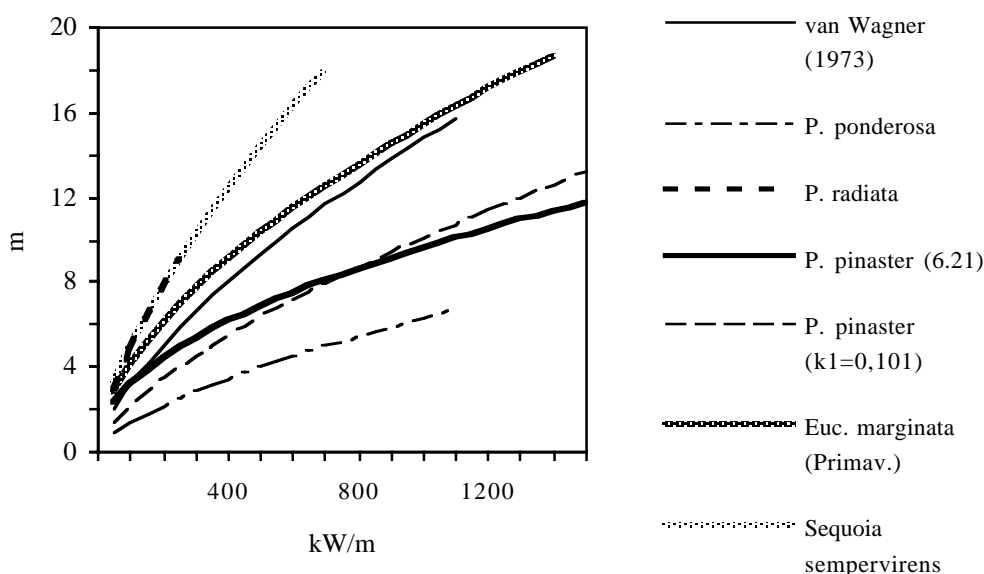


Fig. VI.18. Relações entre a altura de copa dessecada e a intensidade de Byram. A sequência de espécies na legenda corresponde às seguintes referências: Van Wagner (1973), Saveland et al. (1990), Burrows et al. (1989), este estudo, Burrows (1997) e Finney e Martin (1993a). A representação das equações respeita os respectivos valores máximos observados de I_B .

Constam da Fig. VI.18 várias relações entre a altura de copa dessecada e a intensidade de Byram, com o objectivo de comparar o pinheiro bravo com outras espécies. A posição das curvas do *P. pinaster* — equação 6.21 (em que L é substituída pela I_B equivalente) e $h_s=0,101I_B^{0,67}$ — sugere que as suas agulhas têm uma resistência à dessecação comparativamente elevada. O *P. radiata* e a *Sequoia sempervirens*, árvores de copa densa, são as espécies mais sensíveis. É plausível que a fraca densidade da copa do pinheiro bravo (ver Cap. II) a torne menos vulnerável, já que uma copa aberta pode diminuir o crestamento da folhagem (Ryan 1982; Peterson 1985). Na verdade é impossível atribuir objectivamente divergências entre equações h_s-I_B a características das espécies (tolerância foliar ao calor, arquitectura da copa), já que factores como o complexo-combustível, o método de estimação de I_B , o padrão de ignição, a época do ano, e as condições de queima estão implicitamente contidos nas equações (Alexander 1998). Por exemplo, a equação básica de Van Wagner (1973), reflectindo ventos mais fracos ($2-5 \text{ km h}^{-1}$) e, principalmente, temperaturas do ar mais elevadas ($23-32 \text{ }^\circ\text{C}$), estima valores de h_s que superam em 47% os resultados da sua adaptação para pinhal bravo.

Os resultados obtidos dão clara preferência ao uso do comprimento da chama (equações 6.21 e 6.22. e parametrização da expressão 6.27) como preditor de h_s em detrimento da intensidade de Byram (parametrização das equações de Van Wagner e da equação 6.23), presumivelmente pelos motivos já debatidos no capítulo anterior. Refira-se em particular que o comprimento da chama integra parcialmente o consumo de categorias

de combustível que o cálculo de I_B excluiu, isto é, a manta morta inferior e os combustíveis de diâmetro superior a 6 mm (não contabilizados neste estudo).

Alexander (1998) considera que a sua formulação para a inclinação da pluma térmica sob a acção do vento melhora notavelmente a "aproximação inicial" de Van Wagner (1973). Estes resultados não o desmentem, a julgar pela diferença de desempenho entre as duas abordagens na explicação da variabilidade da extensão vertical de dessecação da copa. Mas é evidente a necessidade de aperfeiçoamentos futuros, já que os modelos actuais para a inclinação da chama e do penacho não contemplam a propagação do fogo em terreno declivoso ou contra o vento — situações em que apesar de tudo os aplicámos, note-se.

A introdução do tempo de residência da chama nas equações de Alexander (1998) permite variar a temperatura letal das agulhas, mas esta possibilidade não beneficiou visivelmente a modelação de h_s . Não pondo em causa a relevância da equivalência entre t_r e T_L , discutível mas igualmente assumida por outros autores (Johnson e Miyanishi 1995; Gutsell e Johnson 1996; Dickinson e Johnson 2001), assinalamos no entanto que é provável que o erro cometido na estimação de t_r se sobreponha à vantagem associada ao uso da variável.

O tempo de residência t_r varia essencialmente em função da estrutura e humidade do complexo-combustível (Nelson e Adkins 1988; Tolhurst e Cheney 1999). A sua estimação recorreu à profundidade da chama, um parâmetro de avaliação subjectiva (Wilson 1982, 1990) e que se deduziu de uma relação cujo uso é mais recomendável na presença de quantidades razoáveis de combustível lenhoso (Alexander 1998). As estimativas de t_r (9-180 s) excederam provavelmente o intervalo de variação normal em fogos controlados: o exame de curvas tempo-temperatura e a medição do t_r em queimas em pinhal bravo conduzidas contra o vento ou por linhas sucessivas a favor do vento (dados não publicados, em ficheiro no DF-UTAD) indicam um intervalo de 0,5 a 1,5 minutos para o t_r . Viegas et al. (1998) obtiveram para o t_r um valor médio de 37 s em folhada de *P. pinaster* queimada em laboratório, e Van Wagner (1972) assume $t_r=60$ s no seu modelo do consumo de manta morta.

Em fogos que avancem contra o vento, em que a vegetação é sujeita a um aquecimento mais prolongado, a morte foliar sobrevem a temperaturas mais baixas, o que na opinião de Alexander (1998) confere relevância ao tempo de residência como variável interveniente na modelação de h_s . Acontece que o t_r não será assim tão diferente entre fogos "contra" e "a favor" em queimas prescritas, em que o elevado teor de humidade dos horizontes orgânicos inferiores evita ou minimiza o seu envolvimento na combustão; nestas condições será aceitável afirmar, como Wade e Johansen (1986b) e de Ronde et al. (1990), que a maior profundidade de chama num fogo a favor do vento compensa a sua deslocação mais rápida. Acresce que, contrariando o efeito do aumento do t_r , o ângulo A de inclinação da chama (e conseqüentemente a inclinação da pluma e o seu alcance vertical) é menor na secção traseira do fogo que na sua dianteira (Cap. V). Note-se finalmente na Fig. VI.15 que, apesar das equações 6.22 e 6.27b ($T_L=60$ °C) reflectirem predominantemente fogos "a

favor", o resultado da sua validação em fogos experimentais em *P. pinaster* (quase todos "contra") é indiferente à técnica de condução do fogo.

As considerações anteriores passam para plano secundário se considerarmos que, independentemente do tempo de exposição ao calor, a temperatura letal das acículas do pinheiro bravo não variará mais do que 5 a 10 °C, conforme mostram Duhoux (1994) e Freitas (1995). É presumivelmente por esta razão que Byram (1958) afirmou que o acréscimo da altura de dessecação da copa induzido por um tempo de residência elevado só tem significado prático quando a temperatura inicial da copa é elevada, isto é, quando a temperatura ambiente é alta ou(e) na ausência de vento.

A análise empírica da altura máxima de dano foliar satisfaz as expectativas teóricas ao identificar o comprimento da chama, a velocidade do vento e a temperatura do ar como variáveis influentes. O modelo resultante (6.22) mostrou-se ligeiramente superior à equação 6.27b na fase de ajustamento mas não na fase de teste com dados independentes, o que não surpreende, dada a natureza semi-física da abordagem de Alexander (1998). Na prática, as estimativas provenientes das duas equações estão bastante próximas (não chegam a diferir em 0,5 m), diferenciando-se da adaptação da expressão 10 de Van Wagner (1973) (Fig. VI.19). O modelo 6.27b é mais generalizável e como tal é recomendado para uso em povoamentos de *Pinus pinaster*.

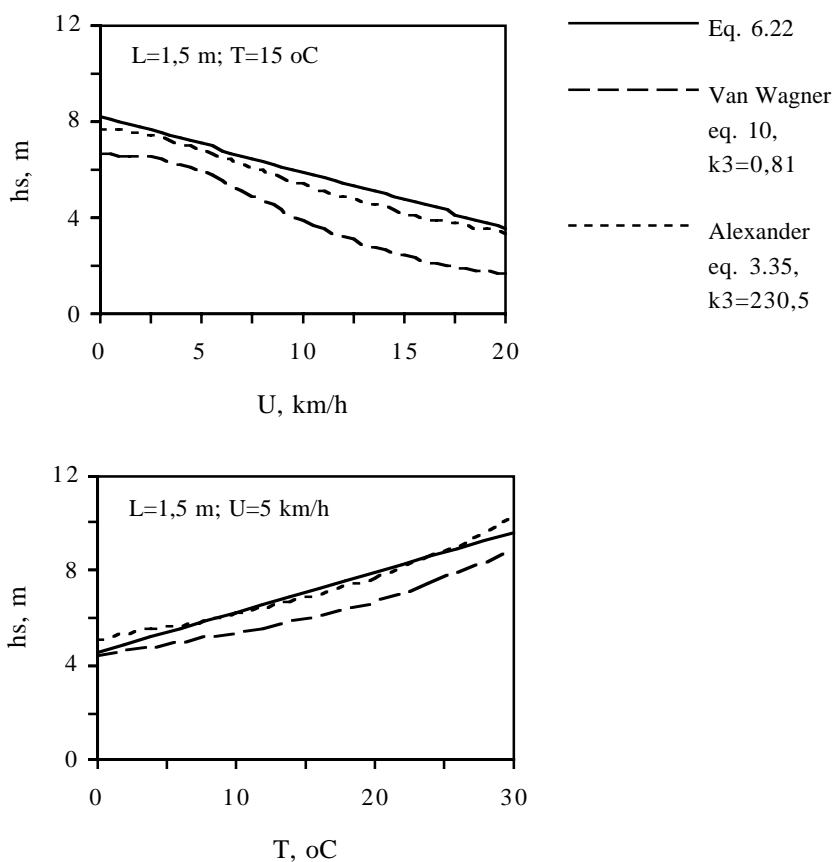


Fig. VI.19. Alturas de dessecação foliar estimadas pelos modelos empírico (eq. 6.22) e semi-físicos (com os coeficientes k determinados neste estudo).

A variabilidade da h_s não explicada pelas equações surge como corolário da variação ambiental e do comportamento do fogo, dos pressupostos inerentes à modelação e de factores que exercem um efeito adicional em h_s . Existe um perfil de vento, ou seja a sua velocidade em altura não é constante e influencia o trajecto da pluma (ver Mercer e Weber 1994). A temperatura ambiente medida a 1,7 m de altura é diferente da temperatura da folhagem na copa. Autores como Ryan (1982), Burrows et al. (1989) e Saveland et al. (1990) referem a combustão pós-frontal e o aumento da humidade foliar durante o período de actividade fisiológica como factores que exacerbam o dano na copa. Neste estudo não detectámos qualquer influência de variáveis indicadoras dos efeitos anteriores (PQ , M_F , M_H , EPO) após ajustamento das equações para L , U e T , ainda que as tendências de correlação existentes entre a temperatura ambiente e aquelas variáveis possam em parte reflectir os efeitos referidos.

A natureza e heterogeneidade do complexo-combustível desempenha sem dúvida um papel na magnitude da dessecação da copa. As temperaturas medidas a uma determinada altura acima do fogo por Williamson e Black (1981) divergiram de acordo com o tipo de folhada em combustão (*Pinus palustris*, *Quercus laevis* ou *Q. geminata*). A constante de proporcionalidade k_2 (eq. 3.15) determinada por Van Wagner (1975) para fogos em quatro tipos de complexo-combustível variou de 2,0 a 5,4. Alexander (1998) aplicou a equação 6.30 a dados publicados e sugere $k_1=16$ para leitões de agulhas compridas e $k_1=9$ para resíduos de exploração. O valor correspondente obtido neste estudo por regressão é $k_1=6$ e a variação associada ao cálculo por fogo individual é 4-16. Substituindo I_B por L como descritor do comportamento do fogo vem $k_3=164$ para os dados de Burrows et al. (1988a) referentes a resíduos lenhosos de *P. radiata* e trabalhados por Alexander (1998), e $k_3=220$ (eq. 6.27a) ou 230 (eq. 6.27b) para pinhal bravo, com intervalos de variação individual de 130-366 e 148-405; as observações da h_s por Burrows et al. (1988a) figuram na Fig. VI.15 e é visível a sua sistemática sobrestima por parte do modelo 6.27b.

A diminuição das constantes de proporcionalidade k_1 e k_3 com o aumento da expressão da vegetação do sub-coberto é explicável pela estrutura do complexo-combustível e pela importância da fracção viva. Em combustíveis altos e porosos a velocidade da combustão é maior e o afluxo de ar frio à zona de combustão é mais intenso, sendo possível (Williams et al. 1998) que as temperaturas na coluna de convecção decresçam. É também razoável admitir que a eficiência da transferência de calor diminui na presença de bastante biomassa viva, devido ao maior gasto energético na vaporização da água, à diminuição da emissividade das chamas devido ao aumento do vapor de água, e à menor eficiência da combustão (Cheney et al. 1992).

Os resultados obtidos, em conjunto com o trabalho prévio de Alexander (1998), sugerem que, em igualdade de circunstâncias, h_s seguirá a ordem vegetação < resíduos lenhosos < folhada. Esta regra — quanto maior for a importância relativa da folhada no complexo-combustível maior será o aumento de h_s em relação às estimativas dos modelos — pode ser aditada àquelas que Ryan (1982) indica, e que atribuem acréscimos na h_s

quando a manta morta inferior e o combustível lenhoso são consumidos, quando a ignição se processa através de linhas simultâneas, em povoamentos densos, em árvores adjacentes a clareiras, e fora do período de repouso vegetativo.

VI.2.4.3. Mortalidade

Fogos de intensidade moderada a elevada originaram níveis de mortalidade desconhecidos dos anteriores estudos efectuados em pinhal bravo, residindo a diferença na dimensão das árvores mortas e não tanto na sua quantidade. Na Galiza, indivíduos de *P. pinaster* dominados por *Eucalyptus globulus* sofreram 52% de mortalidade na classe de $DAP < 5$ cm e apenas 15% na classe 5-10 cm (Vega 1978). No Sul de França, e em resultado de fogos com intensidades de 20-137 kW m⁻¹ num pinhal regenerado naturalmente, Rigolot (1996) reporta 0-80% de mortalidade limitada superiormente por DAP de 3-6 cm. Botelho (1996) estudou a mortalidade em povoamentos jovens (10-18 anos) no Norte e Centro do País sujeitos a fogos de 85-854 kW m⁻¹ e contabilizou 55, 24 e 6% de mortalidade nas classes de DAP 2-4, 4-6 e 6-14 cm, respectivamente. Finalmente, em dois pinhais em Trás-os-Montes percorridos por fogos ascendentes a favor do vento e com intensidades médias de 635 e 706 kW m⁻¹, morreram 10 e 17% das árvores mas nenhuma de DAP superior a 6 cm (Botelho et al. 1998a).

A sobrevivência de uma árvore ao fogo é condicionada pelo seu tamanho, do qual depende o isolamento do câmbio e a quantidade de tecido fotossintético ao alcance do calor libertado. A hierarquia de uma árvore na comunidade, ou seja, o seu grau de dominância, influencia o seu destino após o fogo: árvores suprimidas e sob stresse serão mais afectadas ainda que exibam o mesmo dano foliar que as árvores dominantes (Harrington 1987b). A importância relativa da morfologia das árvores e do comportamento do fogo como determinantes da mortalidade depende das respectivas variabilidades (Ryan 1998). Neste estudo são identificáveis três situações:

1. Os povoamentos Alvão1, Alvão3 e Marão não sofreram mortalidade e são estrutural e morfológicamente homogéneos. A resistência individual das árvores é similar, o que implica que a morte será generalizada se o fogo exceder o nível de resistência, caso contrário dificilmente ocorrerá. De acordo com o modelo logístico de Botelho et al. (1998b), $RCs=0,83$ é o limiar de sobrevivência de árvores individuais de *P. pinaster*, o qual, dependendo do povoamento em causa (ver Quadro IV.3), é verificado por comprimentos de chama de 3,4 a 3,9 m (equação 6.21); somente no Marão houve fogos (dois) com este nível de intensidade.
2. No povoamento Padrela, já com alguma heterogeneidade morfológica, o nível de mortalidade variou consideravelmente. Se a resistência individual varia pouco, a selecção das árvores para sobreviver ou para morrer depende principalmente das características do fogo a que são expostas.
3. A ausência de mortalidade em indivíduos com $DAP \geq 2$ cm no povoamento Alvão2 restringiu-se às duas parcelas com árvores de maior dimensão. A severidade do impacte

do fogo foi similar nas restantes parcelas. Nesta situação a mortalidade é relativamente independente do comportamento do fogo, sendo ditada pela grande variabilidade morfológica das árvores.

Os modelos probabilísticos de mortalidade induzida pelo fogo dependem de variáveis que, substituindo as verdadeiras causas da morte (a destruição dos tecidos da raiz, câmbio e folhas e gomos) (Ryan 1998), descrevem a dimensão das árvores e o dano sofrido (e.g. Ryan e Reinhardt 1988; Saveland e Neuenschwander 1990; Regelbrugge e Conard 1993) ou, excepcionalmente, o comportamento do fogo ou o consumo de combustível (Finney e Martin 1993a), e a época do fogo (Harrington 1993). No caso do *P. pinaster*, os modelos existentes explicam a mortalidade através da combinação de uma variável descritiva do dano foliar com a espessura da casca (Ryan et al. 1994) ou com o *DAP* (Botelho 1996; Botelho et al. 1998a, b).

A utilização da altura média das árvores nas equações 6.32 a 6.34 exprime a resistência física ao dano e é análoga ao uso da espessura da casca ou do *DAP* nos modelos para pinheiro bravo a que aludimos no parágrafo anterior, mas os resultados não se equivalem nem são comparáveis. As equações 6.32 e 6.33 indicam a probabilidade de ocorrência de mortalidade num povoamento com uma determinada altura média em função do nível médio de dano foliar ou de comportamento do fogo, mas não explicitam as características das árvores que morrem. A equação 6.34, pelo contrário, discrimina entre três classes de mortalidade (definidas principalmente pelo *DAP* das árvores mortas), mas mantém-se subordinada à estrutura dos povoamentos em que decorreu o estudo. Assim, as equações de mortalidade deste estudo são essencialmente descritivas e não substituem os modelos preditivos desenvolvidos com árvores individuais.

A utilidade da equação 6.33 é, como acabámos de referir, bastante limitada, mas há que salientar a relação directa que estabelece entre a mortalidade e o comprimento da chama, o que evidentemente facilita o planeamento de uma operação de queima. Vega (1978) relacionou a dimensão e a percentagem de mortalidade com classes de I_B , mas a expressão 6.33 constitui o primeiro vínculo quantitativo entre o comportamento do fogo e a mortalidade do *P. pinaster*.

As classes de mortalidade 1 e 2 têm algum significado silvícola, já que de um ponto de vista estritamente produtivo correspondem a níveis de mortalidade que assumimos respectivamente como tolerável (em certas situações benéfico) e intolerável (ou pelo menos indesejável). Sendo assim, a expressão 6.34 pode ter interesse para simular a severidade da mortalidade associada a combinações das variáveis Th , RCs e T em povoamentos estruturalmente próximos aos deste estudo.

Incluir a temperatura ambiente na equação 6.34 é redundante à primeira vista, uma vez que o seu efeito estaria já contido na variável RCs . T é significativamente diferente entre a classe de mortalidade 2 (média=17,1±1,2 °C) e as classes 0 (10,1±0,5 °C) e 1 (12,1±0,5 °C), que não se distinguem entre si, e foi significativamente mais elevada na época de crescimento (13,7±0,5 °C) do que no Outono-Inverno (8,5±0,4 °C). Há três motivos plausíveis para a significância de T na equação:

1. Os gomos do pinheiro bravo toleram melhor o calor do que as agulhas (Duhoux 1994; Freitas 1995), ao ponto da árvore sobreviver a níveis muito elevados ou totais de dano foliar se houver sobrevivência dos gomos terminais (de Ronde et al. 1990; Botelho 1996; Botelho et al. 1998a). Na estação de crescimento a temperatura letal dos rebentos — menos protegidos, e mais susceptíveis ao calor porque mais hidratados (Van Wagner 1973) — diminui aproximadamente 5 °C em relação à sua condição prévia de gomos (Duhoux 1994). Assim, varia sazonalmente o impacte associado a um determinado volume de copa dessecada.
2. O efeito fisiológico da desfoliação e da redução da capacidade fotossintética é maior no início da Primavera, quando são mínimas as reservas de hidratos de carbono armazenados na estação de crescimento anterior e das quais depende o crescimento (Wagener 1961).
3. A ocorrência de raízes finas das árvores na manta morta pode agravar a mortalidade causada pelo fogo (Swezy e Agee 1991). A temperatura do ar está correlacionada com todos os indicadores de libertação de calor que poderiam indiciar dano radicular: M_F , P_{w_F} e P_Q ($p < 0,001$), M_H , P_{w_T} e w_F ($p < 0,01$), e w_T ($p < 0,05$). Este efeito é contudo improvável nas condições ambientais em que o estudo decorreu. Nas parcelas Alvão2 e Padrela a espessura do húmus era bastante reduzida e o sistema radicular estava limitado ao solo mineral. No Marão, com um horizonte orgânico inferior bastante desenvolvido e contendo raízes, não se observou qualquer mortalidade, mesmo tendo a sua humidade atingido valores de 50-100% em parte dos fogos.

Keane et al. (2001b) distinguem três tipos de mortalidade arbórea, respectivamente intrínseca, dependente do crescimento, e induzida por factores exógenos (incluindo o fogo). A sobrevivência ao fogo envolve interacções complexas entre variáveis (e.g. Menges e Deyrup 2001). A vitalidade das árvores, as condições de crescimento subsequentes ao fogo e a acção de agentes bióticos constituem fontes de variação implicitamente incluídas nas equações desenvolvidas. A morte das árvores de maior dimensão ocorreu tendencialmente no segundo ano após o fogo em associação com a presença de escolitídeos, mas os ataques foram localizados e não epidémicos.

VI.3. ANÁLISE E DISCUSSÃO GLOBAL DA SEVERIDADE DO FOGO

VI.3.1. IMPORTÂNCIA RELATIVA DOS DETERMINANTES AMBIENTAIS DA SEVERIDADE DO FOGO

A análise comparativa das influências individuais dos determinantes da severidade do fogo baseou-se em conceitos e procedimentos da *path analysis*, que, seguindo o exemplo espanhol (Bravo 1994), traduziremos por análise de percursos. Explicar plausivelmente a correlação entre variáveis através de modelos de causalidade constitui o objectivo da análise de percursos. É óbvio que a existência de correlação entre duas variáveis não demonstra

uma ligação causa-efeito, mas a associação entre inferência estatística, teoria relativa ao assunto em questão e senso comum podem argumentar bastante convincentemente em favor de uma relação de causalidade (Johnson e Wichern 1982).

A análise de percursos consiste fundamentalmente na determinação de coeficientes que representam a influência relativa das diferentes variáveis independentes, e que coincidem com os coeficientes de regressão na forma estandardizada. Assim, se o modelo incluir mais do que uma variável causal, os coeficientes de percurso medem a extensão do efeito de cada variável controlando os efeitos das restantes variáveis independentes. A análise de percursos incidiu individualmente sobre os seguintes indicadores da severidade do fogo: a razão de copa dessecada, a classe de mortalidade, as quantidades relativas de combustível superficial e folhada inferior consumidos pelo fogo, a profundidade de queima, e o diâmetro terminal das porções lenhosas dos arbustos. Por ser mais um testemunho do comportamento do fogo do que um sinal inequívoco do seu impacte optou-se por não incluir a razão de tronco chamuscado.

A selecção das variáveis independentes a incluir em cada modelo processou-se por regressão linear múltipla passo-a-passo. Myers (1990) indica $VIF=10$ como o limiar evidente de problemas sérios de multicolinearidade entre as variáveis de um modelo. Tendo presente que os resultados e interpretação da *path analysis* são particularmente sensíveis à especificação do modelo e à presença de colinearidade, adoptou-se o critério de Booth et al. (1994), bastante mais exigente e que rejeita variáveis estatisticamente significativas mas de cuja presença num modelo decorram factores de inflação da variância superiores a 1,5.

Utilizaram-se dois tipos de variáveis independentes na análise de percursos, i) exógenas ou causais, sem causas explícitas dentro do sistema em análise, como o declive do terreno ou a velocidade do vento, e ii) endógenas (isto é, determinadas ou influenciadas pelas anteriores) mas também causativas, como os descritores do comportamento do fogo. Para a classe de mortalidade houve adicionalmente (e forçosamente) que recorrer aos restantes indicadores de severidade.

O Quadro VI.18 contém os resultados da análise de percursos para cada descritor da severidade do fogo. O efeito de cada variável é a soma das contribuições estatísticas directa e indirecta (que resulta da existência de variáveis de permeio) para a variável dependente em questão. Sete das variáveis seleccionadas respeitam às condições de queima, das quais quatro descrevem a estrutura da vegetação e combustível, e três são de natureza meteorológica ou dependem predominantemente do tempo atmosférico. A dimensão da chama e o indicador de dano RCs surgem associados ao impacte do fogo nas árvores. Os resultados do Quadro VI.18 são consistentes com aqueles obtidos noutras secções deste capítulo, mas impõem-se dois comentários:

1. RCs depende das características das árvores Th , Hc e C_L , mas a elevadíssima correlação entre estas variáveis ($r \geq 0,98$) impossibilita a distinção dos respectivos efeitos. Assim, a análise de percursos restringiu-se a Th (preferida pelo procedimento passo-a-passo) e aos factores que determinam h_s . A análise seleccionou a altura da chama e a temperatura do

ar, mas não a velocidade do vento, cujo efeito (situado praticamente no limiar da significância na análise empírica de h_s) se desvanece face à influência dominante da dimensão das árvores.

2. A altura média das árvores consta da equação probabilística (6.34) relativa à *CMORT*. A análise de percursos exclui a sua presença do modelo, porque a correlação com *RCs* ($r=0,823$, $p<0,001$) induz um grau de colinearidade relativamente elevado, com um VIF máximo de 3,7.

Quadro VI.18. Análise de percursos para os descritores da severidade do fogo. Inscritos na coluna "Efeito" estão os coeficientes de efeitos das variáveis independentes.

Variáveis		Efeito	R ²	VIF máx.
Depend.	Independ.			
<i>RCs</i>	<i>Th</i>	-0,68	0,78	1,41
	<i>h_F</i>	0,26		
	<i>T</i>	0,26		
<i>CMORT</i>	<i>RCs</i>	0,63	0,58	1,29
	<i>T</i>	0,52		
<i>Pw_{sup}</i>	<i>M</i>	-0,64	0,53	1,00
	<i>COBsb</i>	0,35		
<i>Pw_F</i>	<i>M_F</i>	-0,85	0,74	1,00
	<i>COBnl</i>	0,25		
<i>PQ</i>	<i>M_F</i>	-0,41	0,40	1,00
	<i>COBsb</i>	0,46		
<i>d_t</i>	<i>M</i>	-0,30	0,63	1,31
	<i>M_F</i>	-0,55		
	<i>COBa</i>	0,22		

A quantificação da importância relativa das variáveis ambientais como causa dos impactos do fogo exige que as variáveis endógenas *RCs* e *h_F* deixem de ser tratadas como variáveis independentes. A substituição destas variáveis pelos seus determinantes (procedendo igualmente a uma análise de percursos) introduz explicitamente no processo a velocidade do vento, declive do terreno e tipo de complexo-combustível. O Quadro VI.19 apresenta os resultados finais, tendo as influências das variáveis que descrevem a estrutura do complexo-combustível e a sua humidade sido agregadas em dois grupos. O Quadro VI.20 expõe os resultados de forma relativa — para cada descritor da severidade exprimem-se os efeitos ambientais como uma fracção da variância total explicada pelo modelo, — e considera o efeito cumulativo das variáveis independentes, agrupadas em classes de acordo com dois critérios:

- a sua natureza, estática (características da estação) ou dinâmica (variáveis condicionadas meteorologicamente);
- serem ou não determinante do comportamento do fogo.

Quadro VI.19. Coeficientes de efeitos (obtidos por análise de percursos) das variáveis ambientais sobre os descritores da severidade do fogo.

Tipo de variável	RC_s	$CMORT$	$P_{w_{sup}}$	P_{w_F}	PQ	d_t
Declive	0,04	0,04	-	-	-	-
Árvores	-0,68	-0,68	-	-	-	-
Estrutura do combustível	0,16	0,16	0,35	0,25	0,46	0,22
Temperatura do ar	0,26	0,48	-	-	-	-
Humidade do combustível	-0,15	-0,15	-0,64	-0,85	-0,41	-0,86
Velocidade do vento	-0,01	-0,01	-	-	-	-

Quadro VI.20. Efeito total relativo¹ das variáveis ambientais sobre os descritores da severidade do fogo, agrupadas de acordo com a sua natureza.

Classe de variável	RC_s	$CMORT$	$P_{w_{sup}}$	P_{w_F}	PQ	d_t
Estática	0,68	0,58	0,35	0,22	0,53	0,20
Dinâmica	0,32	0,42	0,65	0,78	0,47	0,80
Associada ao comportamento do fogo	0,28	0,24	1	1	1	1
Não associada ao comportamento do fogo	0,72	0,76	0	0	0	0

¹ Soma dos coeficientes de efeitos (em módulo) do Quadro VI.19 dividido pelo somatório total (em módulo) dos coeficientes de efeitos.

O impacte do fogo no complexo-combustível é o resultado conjugado da estrutura do combustível e da sua humidade. A relação de forças favorece a segunda categoria de variáveis e, conseqüentemente, a componente dinâmica prevalece sobre os factores de natureza estática. Os resultados implicam também que a severidade do fogo nos estratos superficiais e sub-superficiais esteja exclusivamente associada a variáveis determinantes do comportamento do fogo.

O dano infligido pelo fogo aos pinheiros é essencialmente controlado pela altura dos mesmos, especialmente no que respeita à proporção de copa dessecada. A temperatura ambiente é a segunda variável mais importante, seguida das características estruturais e de humidade do complexo-combustível. A influência decisiva da velocidade do vento e da pendente do terreno no comportamento de um fogo "a favor" (maioritariamente representado nos dados) não se traduziu em severidade do fogo acrescida; U é uma variável praticamente irrelevante, porque embora o coeficiente do seu efeito directo em h_F seja igual a -0,30, é anulado pelo respectivo efeito indirecto (proveniente da velocidade de propagação do fogo), que é de sinal contrário e alcança 0,32.

Constata-se que são secundários os papeis do comportamento do fogo e das variáveis de natureza dinâmica na componente arbórea da severidade do fogo, em oposição ao que sucede com os impactes superficial e sub-superficial. Não é abusivo concluir que este

resultado se deve à relativa benignidade do programa experimental de queima. Por exemplo, Menges e Deyrup (2001) concluem que a sobrevivência do *Pinus elliottii* — espécie menos sensível que o *P. pinaster* (de Ronde 1982), — após incêndios e fogos prescritos intensos é essencialmente determinada por variáveis que directa ou indirectamente reflectem a intensidade do fogo.

VI.3.2. VARIABILIDADE INTRA-FOGO DA SEVERIDADE

A prática do fogo controlado pressupõe que um determinado ambiente de queima gera um efeito específico. Na verdade, e porque a variabilidade intrínseca do comportamento do fogo no espaço e no tempo determina a obtenção de uma série de efeitos, uma operação de queima não é nunca um tratamento exacto (Simard et al. 1986). Consequentemente, importa interiorizar que uma determinada prescrição resultará num efeito caracterizado por uma média e respectiva variância.

Analizamos nesta secção a variabilidade intra-queima da severidade do fogo. Em conformidade com o conceito introduzido por Ryan e Noste (1985), recorreu-se à profundidade de queima PQ para indicar o impacte do fluxo de calor descendente e à altura de tronco chamuscado Ts para descrever o impacte do fluxo de calor ascendente. A opção por estas variáveis começa por ser justificada pelo número de observações disponíveis por queima, que é elevado comparativamente com outras variáveis. A PQ , que integra a redução de toda a manta morta e não apenas dos horizontes L e F, é sinónimo da severidade sub-superficial do fogo (e.g. Miller 2000; Ryan 2000a). Descritores como h_s e RCs são biologicamente mais relevantes que Ts mas não captam toda a gama de variação do comportamento do fogo, porque o efeito observado está subordinado à dimensão das árvores.

O Quadro VI.21 apresenta o coeficiente de variação (CV) e as razões entre os valores mínimo e médio, máximo e médio, e máximo e mínimo (a amplitude da variação) observados para a PQ e a Ts . Para maior consistência apenas se consideram as queimas em que $n \geq 15$ para ambas as variáveis.

Quadro VI.21. Variação intra-fogo da profundidade de queima ($n=36$) e altura de tronco carbonizado ($n=29$).

	Média	Mínimo	Máximo
Profundidade de queima			
CV, %	42,4	11,8	90,2
$PQ_{\min} : PQ$	0,4	0,1	0,8
$PQ_{\max} : PQ$	1,7	1,2	3,5
$PQ_{\max} : PQ_{\min}$	5,7	1,5	16,2
Altura de tronco carbonizado			
CV, %	24,2	12,1	43,1
$Ts_{\min} : Ts$	0,6	0,4	0,8
$Ts_{\max} : Ts$	1,4	0,6	1,8
$Ts_{\max} : Ts_{\min}$	2,4	1,5	4,4

CV= coeficiente de variação (desvio padrão/média x 100)

Os coeficientes de variação médios da PQ e da Ts são 42 e 24%. Este indicador (bem como outros que constam do Quadro VI.21) aponta assim para uma maior variabilidade da PQ em relação a Ts , o que por sua vez sugere que a variação espacial dos factores que determinam a redução do manto orgânico supera a variabilidade espacial e temporal daqueles que influem no comportamento da frente de chamas. Mas a afirmação anterior não é suportada por fogos experimentais de maior dimensão em pinhal bravo (0,09 ha, Rego et al. 1993; 0,10 ha, Botelho et al. 1998a), em que os CV da PQ e da Ts se situaram nos intervalos 27-59% e 53-62%, respectivamente (dados em ficheiro no DF-UTAD); também em *P. pinaster*, e em queimas de 0,09 ha, o CV da espessura pós-fogo dos horizontes F e H da manta morta variou entre 30 e 64% (Vega et al. 1993a).

A variabilidade intra-povoamento do consumo de manta morta é referida por diversos autores (Sweeney e Biswell 1961; Van Wagner 1972; Sandberg 1980; Ryan e Noste 1985; Brown et al. 1991; Wang 2002). Esta heterogeneidade pode ser suficientemente reduzida para que se aceite que o fogo remove uma camada uniforme de manta morta (e.g. Norum 1977) ou, pelo contrário, ser tão grande que a utilidade de uma estimativa média é questionável, como em Miyanishi e Bajtala (1999). A grande variação na redução da manta morta é causada pelo efeito combinado da variabilidade a que a sua espessura e humidade estão sujeitas (Finney e Martin 1993a; Robichaud e Miller 1999). Neste estudo detectou-se apenas o efeito do segundo factor: os maiores coeficientes de variação da PQ ocorreram em fogos com teores de humidade M ($p=0,0347$), M_F ($p=0,0010$, Fig. VI.20) e M_H ($p=0,0162$) mais elevados.

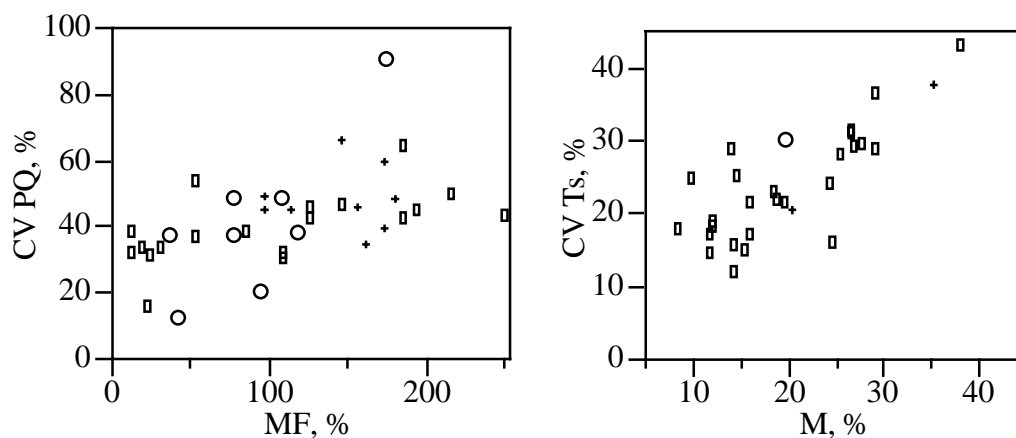


Fig. VI.20. Relações entre os coeficientes de variação da profundidade de queima (esq.) e da altura de tronco chamuscado (dir.) e os teores de humidade da folhada inferior ($r^2=0,28$, $p=0,0010$) e do combustível morto fino superficial ($r^2=0,63$, $p<0,0001$), respectivamente.

O CV da altura de tronco chamuscado segue também uma tendência de crescimento com a humidade do combustível, e, adicionalmente, diminui com T ($p=0,0020$). A associação a M ($p<0,0001$, Fig. VI.20) é compreensivelmente mais forte do que a correlação com M_F ($p=0,0203$). O coeficiente de variação da Ts não diferiu significativamente entre a condução do fogo a favor e contra o vento, mas é de assinalar que apenas quatro fogos (de

entre os 25 casos considerados) reuniram as condições necessárias ($n \geq 15$) para calcular o CV para a propagação traseira do fogo.

As estatísticas do Quadro VI.18 não têm, evidentemente, a pretensão de descrever toda a variação que é possível numa queima operacional, dada a escala da experimentação (parcelas de 0,01-0,02 ha) que traduzem. Conhecendo a estreita associação entre a humidade da manta morta e a situação topográfica (Potts et al. 1986; Viney et al. 1991) é de esperar que a variabilidade da severidade do fogo seja especialmente notória num bloco de queima em terreno acidentado e de exposição variável. Adicionalmente, numa queima operacional haverá sempre áreas não percorridas pelo fogo (que não contribuíram para a quantificação da variabilidade aqui efectuada), o que aumentará a heterogeneidade dos efeitos.

A implicação prática que emerge dos resultados é a necessidade de ajustar a prescrição em função do extremo (superior ou inferior) da distribuição do efeito em causa. É recomendável a adopção de prescrições conservadoras se, mais do que minimizar, for imperativo excluir efeitos não desejados. Da mesma forma, justifica-se a opção por uma prescrição mais liberal se o tratamento visar explicitamente um efeito "destrutivo", nomeadamente um determinado nível de desbaste.

Os valores para as razões $PQ_{max}:PQ$ e $Ts_{max}:Ts$ sugerem que uma prescrição prudente deverá visar 30-60% e 55-70% do efeito médio pretendido, ou simplificando, metade desse efeito, o que coincide com a proposta de Simard et al. (1986) para uso como regra expedita em povoamentos de folhosas do NO dos E.U.A. Por exemplo, um objectivo formulado como $h_s < 10$ m deverá ser assegurado por uma prescrição conducente à obtenção de uma altura média de copa dessecada de 5 m.

VI.3.3. CLASSIFICAÇÃO DA SEVERIDADE

Os indicadores individuais dos efeitos do fogo têm, até agora, constituído a matéria de estudo deste Capítulo. A consideração simultânea dos componentes individuais do impacte do fogo surge como corolário natural das análises precedentes, e visa a sistematização dos resultados de acordo com uma perspectiva global da severidade.

A Fig. VI.21 propõe uma primeira abordagem à severidade global das queimas experimentais. Os eixos vertical e horizontal dos gráficos referem-se respectivamente aos fluxos térmicos ascendente e descendente. O gráfico da esquerda combina dois importantes determinantes da severidade do fogo: o comprimento da chama como descritor óbvio da intensidade do fogo, e a humidade da folhada inferior que actua (ou não) como barreira ao aquecimento do solo. No outro gráfico confrontam-se a razão de copa dessecada e a percentagem de remoção da folhada inferior, dois efeitos directos do fogo que tão bem transmitem a magnitude da perturbação. Um fogo controlado em pinhal bravo dever-se-á situar algures no quadrante inferior direito (L vs. M_F) ou esquerdo (RCs vs. P_{wF}) dos gráficos.

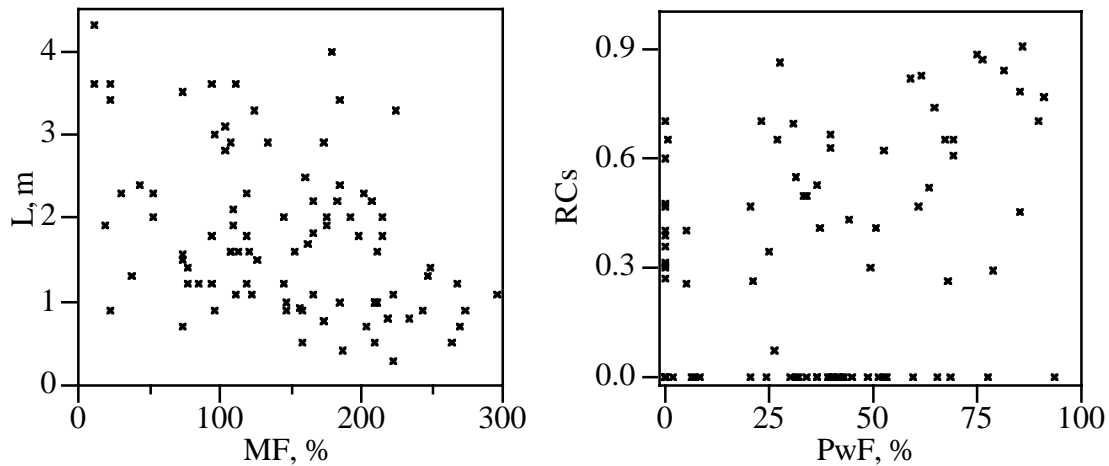


Fig. VI.21. Relações entre os principais determinantes da severidade do fogo (comprimento da chama e humidade da folhada inferior), e entre os principais indicadores de severidade do fogo (razão de copa dessecada e consumo percentual da folhada inferior).

Tratando-se da severidade potencial (L vs. M_F) ou real (RCs vs. P_{wF}) do fogo, a dispersão de observações na Fig. VI.21 descreve a combinação entre os seus dois componentes, que estão tendencialmente correlacionados (o que sucede generalizadamente entre os indicadores da severidade, Anexo VI). Não obstante, o gráfico da esquerda mostra que queimas relativamente intensas, com chamas de 2m ou mais, podem coincidir com graus de hidratação da folhada inferior que deverão excluir a ocorrência de efeitos no solo (ver III.2.1 e III.2.2); no gráfico à direita é imediata a constatação de situações em que a ausência de dano foliar nas árvores é simultânea com a eliminação completa da folhada inferior ou, inversamente, em que copas gravemente dessecadas coexistem com impactes ligeiros na manta morta.

Com o objectivo de tipificar a severidade dos fogos decorrentes do programa experimental procedemos a uma análise em grupos (*cluster analysis*). Trata-se de uma técnica exploratória e de organização de dados, que agrupa observações ou variáveis com base nas (dis)similitudes existentes (Johnson e Wichern 1982; Van Tongeren 1995). Utilizou-se o método hierárquico e aglomerativo de Ward, que emprega análise de variância — procurando minimizar a soma de quadrados de cada grupo, — e é considerado bastante eficiente (STATSOFT Inc. 2001). Como descritores da severidade do fogo seleccionaram-se as variáveis RCs , $Max DAPm$, $P_{w_{sup}}$ e P_{wF} , estandardizadas em função das respectivas médias e desvios padrões (SAS Institute Inc. 2000). O $Max DAPm$ é usado como descritor da magnitude da mortalidade arbórea, tendo sido atribuído o valor de 1cm às queimas em que não ocorreu mortalidade, isto é, assumiu-se que em qualquer fogo há sempre mortalidade em indivíduos de $DAP < 2$ cm (se presentes).

O Quadro VI.22 apresenta os resultados obtidos, decorrentes da inspecção da ramificação do dendrograma produzido pela análise, que sugeriu uma estruturação em seis *clusters* consistentes. Os valores de PQ e d_t no Quadro VI.22 são, como para as restantes variáveis, os respectivos mínimo, média e máximo por agrupamento, mas estas variáveis

não contribuíram para a formação dos grupos. A profundidade de queima excluiu-se da análise em favor de P_{WF} por não informar acerca do impacte relativo do fogo e ser bastante sensível à natureza do complexo-combustível, enquanto que a medição do diâmetro terminal do combustível arbustivo remanescente está obviamente limitada às queimas de parcelas com sub-bosque lenhoso. A Fig. VI.22 faz a correspondência dos seis grupos aos determinantes mais importantes da severidade do fogo.

Quadro VI.22. Valores mínimo, médio e máximo por descritor e grupo de severidade do fogo.

Grupo	RCs	Max $DAPm$, cm	$P_{w_{sup}}$, %	P_{w_F} , %	PQ , cm	d_t , mm
1 (n=12)	0,30 (0-0,63)	2 (1-5)	69 (61-79)	10 (0-40)	3 (1-7)	1 (1-1)
2 (n=10)	0,78 (0,61-0,91)	12 (8-17)	97 (93-99)	74 (53-91)	10 (4-15)	6 (2-8)
3 (n=28)	0,02 (0-0,29)	-	96 (87-100)	48 (24-93)	5 (2-12)	2 (1-3)
4 (n=18)	0,52 (0,27-0,86)	4 (1-6)	89 (75-95)	15 (0-37)	5 (2-10)	2 (1-5)
5 (n=11)	0,55 (0,30-0,82)	2 (1-5)	92 (81-98)	62 (40-90)	7 (4-11)	2 (1-4)
6 (n=10)	0 (0-0)	-	91 (78-100)	4 (0-21)	3 (2-4)	1 (1-1)

A sobreposição entre grupos dos intervalos de variação para os descritores da severidade e os seus determinantes, patente no Quadro VI.22 como na Fig. VI.22, ilustra as limitações da divisão efectuada, e que são inerentes à estrutura contínua das variáveis (Van Tongeren 1995). Passamos a caracterizar cada um dos grupos, dispondo-os por ordem crescente de severidade do fogo:

- Grupo 6. Sem dano foliar no estrato arbóreo, com 16 m de altura média. Redução do combustível superficial usualmente elevada, excepto nas parcelas com arbustos. A folhada inferior, cuja humidade é sempre superior a 150%, permanece quase intacta. A temperatura ambiente e o comprimento da chama não ultrapassam 13 °C e 2,2 m.
- Grupo 3. A severidade do fogo é distinta do grupo anterior pelo consumo moderado (ainda que variável) da folhada inferior. A ausência de dano no estrato arbóreo é essencialmente uma consequência da sua estatura, já que T e L variam num intervalo bastante amplo.
- Grupo 1. O dano na copa dos pinheiros é usualmente moderado, assim como o consumo de combustível superficial, com a remoção da vegetação arbustiva praticamente limitada à folhagem. A redução da folhada inferior é pouco evidente ($M_F > 120\%$). A temperatura do ar e o comprimento da chama não excedem 15 °C e 1,6 m, e morrem árvores com $DAP < 6$ cm numa parte minoritária das parcelas.

- d. Grupo 4. A razão de copa dessecada e a eliminação dos estratos superficiais de combustível são moderadas a elevadas, mas o impacto na folhada em decomposição é ligeiro ($M_F > 100\%$). A mortalidade afecta árvores com $DAP \leq 6$ cm.
- e. Grupo 5. Diferencia-se do anterior pelo consumo moderado a elevado da folhada inferior.
- f. Grupo 2. O dano na copa das árvores é bastante elevado, e a mortalidade estende-se a indivíduos com $DAP > 6$ cm, e quase sempre, a árvores co-dominantes e dominantes. O combustível superficial fino é removido praticamente na sua totalidade, e o consumo do horizonte F da manta morta tende a ser elevado ($M_F < 110\%$). Esta categoria de severidade resultou sempre de queimas efectuadas durante a estação de crescimento ($T > 10$ °C) e em parcelas com árvores não maiores que 9 m.

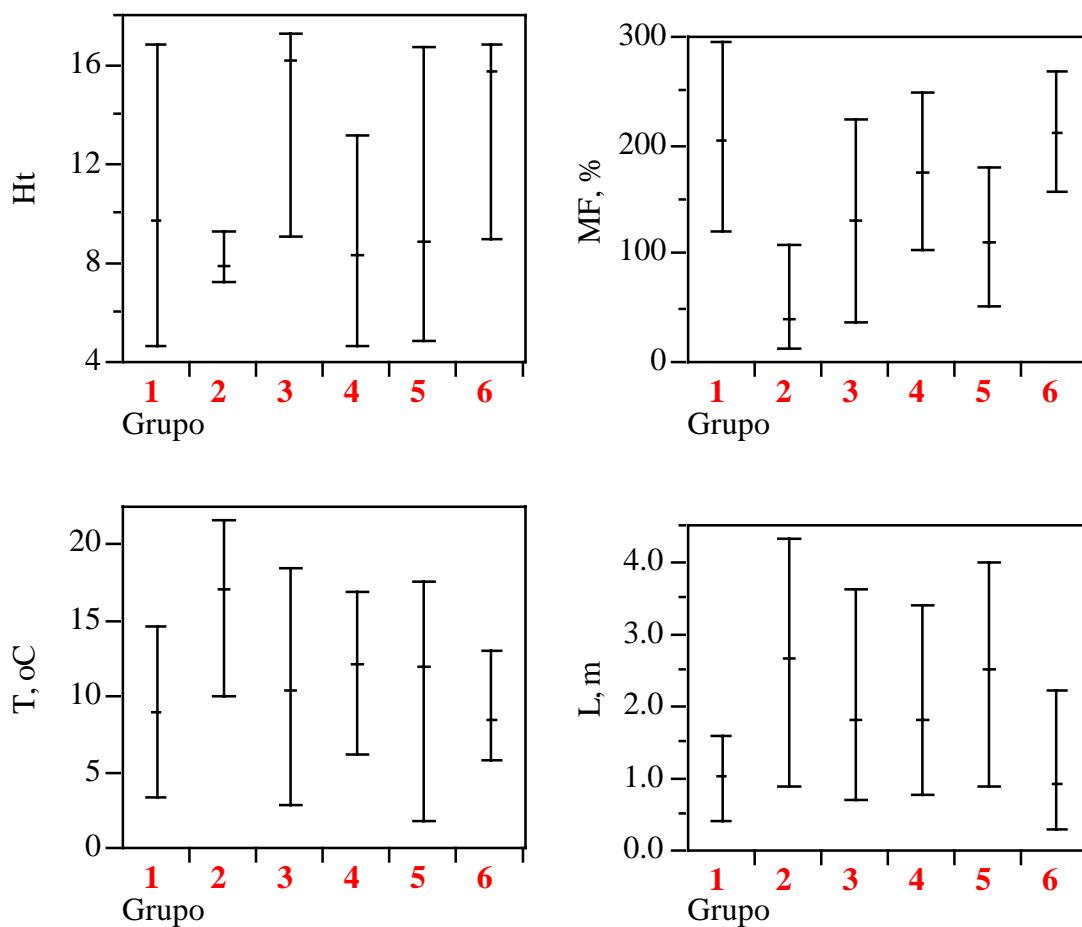


Fig. VI.22. Valores mínimo, médio e máximo dos factores que dominam os efeitos do fogo, apresentados por grupo de severidade do fogo.

A tipificação resultante da análise em grupos identifica claramente três níveis de severidade do fogo, que grosso modo correspondem à ausência de mortalidade arbórea sem (grupo 6) ou com (grupo 3) consumo de folhada inferior, e à morte de árvores de dimensão assinalável ($DAP > 6$ cm) com um forte impacto na manta morta (grupo 2). Os restantes grupos, que se podem considerar de transição, têm características menos vincadas. Dito de outra forma, a análise discrimina as situações mais benignas e aquela que é absolutamente

de evitar, ao mesmo tempo que salienta a importância da interacção entre a estrutura do povoamento e as variáveis ambientais em jogo, especialmente nos níveis intermédios de severidade do fogo.

A tipificação anterior abre caminho a um esquema de classificação da severidade do fogo em povoamentos de *Pinus pinaster*, o qual pode ser de suma utilidade na orientação do uso do fogo e no processo de avaliação e monitorização de um programa de queima. Ryan e Noste (1985) propõem o cruzamento de quatro classes de profundidade de queima com cinco classes de comprimento da chama (Anexo VII) para avaliar expedita e retrospectivamente a severidade do fogo prescrito, um método que outros autores adoptam ou adaptam ligeiramente (e.g. Brown e DeByle 1987). Estas classes de comprimento de chama não são destituídas de significado biológico, porque cada uma está associada à maior classe de dimensão (*DAP*) em que é expectável a ocorrência de mortalidade, mas têm como termo de referência árvores "médias" (em altura e razão de copa) das espécies *Pinus ponderosa* e *Pseudotsuga menziesii*. Embora a actividade do fogo controlado seja frequentemente balizada em função da intensidade de Byram (Quadro VI.23), são evidentes as limitações de L ou I_B enquanto componentes da avaliação da severidade do fogo, porque a intensidade admissível (ou suportável) depende do comprimento da copa viva e da sua distância ao solo.

Quadro VI.23. Máximas intensidades de Byram recomendadas para fogo controlado em povoamentos florestais.

Referência	Espécie(s)	I_B , kW m ⁻¹
McArthur (1962)	<i>Eucalyptus</i> spp.	345 ¹
Hough (1968)	<i>Pinus elliotii</i> , <i>P. palustris</i>	310 - 345
Peet e McCormick (1971)	<i>Pinus radiata</i> , <i>P. pinaster</i> ²	52
Billing (1979), Woodman e Rawson (1982), Burrows et al. (1988a)	<i>P. radiata</i>	200 - 250
Cheney (1978, 1981)	<i>Eucalyptus</i> spp.	500
Wade e Lunsford (1989)	<i>Pinus</i> spp., SE E.U.A.	500
Watts e Bridges (1989)	<i>Pinus elliotii</i>	173
de Ronde et al. (1990)	<i>Pinus elliotii</i>	250 (imaturo) - 700 (adulto)
Cheney et al. (1992)	<i>Eucalyptus sieberi</i>	750
Burrows (1997)	<i>Eucalyptus marginata</i>	250

¹ Valor tomado usualmente como o limite da eficiência do controlo do fogo com meios manuais (Albini 1976a; Andrews e Rothermel 1982; Rothermel 1983), ou o limite de um fogo de intensidade reduzida (Salazar e Bradshaw 1986). ² Extrapolado pelos autores.

A utilidade da matriz de Ryan e Noste (1985) é também diminuída pelo recurso a classes de profundidade de queima que são qualitativas e algo redutoras. Das quatro classes consideradas, a primeira está reservada às manchas não percorridas pelo fogo, e a última é descrita como "manta morta completamente consumida, e camada superior do solo mineral

visivelmente alterada, frequentemente avermelhada", reflectindo um impacte extremo e que é impensável obter como resultado da utilização do fogo em pinhal bravo.

O desenvolvimento de um método para avaliação da severidade do fogo controlado em pinhal bravo vai reter de Ryan e Noste (1985) o uso de duas variáveis que, independentemente uma da outra, exprimem os pulsos térmicos ascendente e descendente. A exposição anterior justifica que, na senda da Fig. VI.21, se substituam L e PQ por RCs e P_{WF} respectivamente, com a vantagem destas variáveis situarem o grau de impacte nos intervalos 0-1 e 0-100% e assim o descreverem em proporção da mínima e máxima modificações que fisicamente são possíveis; similarmente, Bartos e Mueggler (1981) classificaram a severidade do fogo (designando-a contudo por intensidade do fogo) em florestas de *Populus tremuloides* em função do consumo da manta morta e da mortalidade das árvores adultas, ambas expressas percentualmente.

O passo seguinte consiste em definir o número de classes para cada um dos indicadores e os respectivos limites. No que respeita à severidade do dano foliar, procuraremos classificá-la de acordo com uma escala que combine consistentemente as suas implicações no crescimento e mortalidade das árvores. A redução do crescimento em pinheiros é tão mais importante quanto maior for a magnitude da dessecação da copa (Landsberg 1994). Wright e Bailey (1982) referem que valores de RCs entre 0,3 e 0,5 acarretam a perda do crescimento de um ano em *Pinus* do SE dos E.U.A., em contradição com Wade e Lunsford (1989), que indicam que tal decréscimo apenas ocorre quando o volume de copa crestada ascende a 2/3 do total. De Ronde et al. (1990) reproduzem a tabela dos autores anteriores com algumas alterações, incluindo a possibilidade de um ligeiro aumento de crescimento se o volume afectado não exceder um terço do total. Finalmente, Ryan (1982) considera que 20 a 30% do comprimento da copa de uma árvore saudável pode ser lesado pelo fogo sem consequências adversas para o seu crescimento.

Não havendo dano foliar expressivo, o fogo controlado não prejudica o vigor (Vega et al. 1983, 1985) e crescimento das árvores (Peet e McCormick 1971; Rego et al. 1988c, 1993; Vega et al. 1993a) em povoamentos adultos de *P. pinaster*, mesmo quando as queimas se efectuam na estação de crescimento (Rego 1986). Botelho (1996) constatou que árvores jovens de *P. pinaster* com $RCs=0,25$ tiveram o seu crescimento estimulado, um efeito que ocorreu tanto na sequência de tratamentos térmicos artificiais como de fogos experimentais; as reduções de crescimento por remoção de dois e três quartos da copa foram similares e relativamente reduzidas (até 13 e 18% do crescimento em altura e diâmetro, respectivamente). Também Botelho et al. (1998c) observaram um acréscimo radial significativamente maior após o fogo para RCs até 0,25, sendo o crescimento influenciado negativamente apenas quando a RCs atingia 0,75. McCormick (1976) e de Ronde (1983) reportam reduções notórias de crescimento do pinheiro bravo para $RCs>0,5$ e dessecação de mais de metade da biomassa da copa, respectivamente.

A conjugação da informação anterior com a utilização de modelos de mortalidade de árvores individuais (Botelho 1996; Botelho et al. 1998b) sugere as seguintes classes de RC_s ⁴²:

1. $0 \leq RC_s < 0,25$. O crescimento não é afectado ou é ligeiramente favorecido. Não há mortalidade.
2. $0,25 \leq RC_s < 0,75$. O crescimento tende a diminuir, especialmente em pinheiros adultos. Muito dificilmente haverá mortalidade causada directamente pelo fogo (a não ser em árvores debilitadas), mas as árvores podem atrair ou tornar-se mais susceptíveis a escolítídeos, especialmente se outros factores forem favoráveis⁴³.
3. $0,75 \leq RC_s < 0,90$. O crescimento das árvores é bastante afectado e a ocorrência de mortalidade é provável.
4. $0,90 \leq RC_s \leq 1$. Mortalidade bastante elevada.

A informação disponível para classificar a severidade do fogo em função do consumo do manto orgânico que reveste o solo é consideravelmente mais escassa, sendo consensual que se deve evitar a eliminação de uma grande quantidade de manta morta (e.g. DeBano 1991; Hungerford et al. 1991). A manutenção da produtividade a longo prazo é, na floresta mista de resinosas do oeste dos E.U.A., assegurada pela retenção de 45% da quantidade dos horizontes FH (Reinhardt et al. 1991a). Grandes acumulações de manta morta exigem cuidados especiais, porque a quantidade de raízes finas (importantes para a nutrição das árvores) na manta morta sub-superficial tenderá a aumentar (Ryan 2000b).

Vega et al. (1993a, 1994) sugerem que P_{wF} não exceda 20% em pinhal bravo, uma recomendação que nos parece excessivamente conservadora e cuja implementação condicionaria fortemente a actividade do fogo controlado. O que realmente importa (e.g. de Ronde et al. 1990) é a conservação do húmus. Vega et al. (2000b) apresentam uma equação que relaciona o consumo do horizonte H com o teor de humidade da folhada (LF); da sua aplicação aos dados deste estudo obtém-se, como limiar a partir do qual começa a haver alguma eliminação de húmus, $P_{wF}=50\%$, valor que sem dúvida engloba a fracção do horizonte F que contribui para a intensidade do fogo. Vega et al. (1994) indicam também que teores de humidade do húmus superiores a 140% evitam temperaturas letais no solo mineral; uma regressão entre M_H e M_F ($r=0,59$, $p<0,0001$) faz equivaler $M_H=140\%$ a $M_F=100\%$, que por sua vez corresponde a $P_{wF}=50\%$. Propõem-se então as seguintes classes de P_{wF} :

⁴² Os valores de RC_s que definem cada classe podem também ser relacionados com a eficiência do fogo controlado na redução da combustibilidade. Valores mais elevados diminuem por um lado a probabilidade de fogo de copas, devido ao aumento da descontinuidade vertical, mas aumentam-na por outro, porque a queda de agulhas subsequente ao tratamento potencia um incêndio mais intenso. Num povoamento em que $H_t=12$ m, $H_c=4$ m e $DAP=15$ cm, e aplicando o modelo de Fernandes et al. (2002a), $RC_s=0,25$ corresponde à queda pós-fogo de $1,2$ t ha^{-1} , isto é, 10% da biomassa foliar do copado, enquanto que 31, 63 e 85% das agulhas cairão se RC_s igualar respectivamente 0,5, 0,75 e 0,9.

⁴³ A idade e a densidade dos povoamentos. O fogo controlado pode despoletar o ataque de escolítídeos em povoamentos com mais de 35 anos de idade e área basal superior a 32 m² ha^{-1} (Silva 1988).

1. $0 \leq P_{WF} < 0,25$. A remoção da folhada inferior é ligeira ou não ocorre de todo. O consumo de combustível superficial, especialmente do estrato arbustivo, tende a ser moderado.
2. $0,25 \leq P_{WF} < 0,50$. O consumo da folhada sub-superficial é moderado, e está usualmente associado a uma redução bastante efectiva do combustível superficial.
3. $0,50 \leq P_{WF} < 0,75$. A redução da folhada inferior é qualificável como excessiva, e é acompanhada pela remoção de algum húmus.
4. $0,75 \leq P_{WF} \leq 1$. O grau de remoção do horizonte F da folhada é muito elevado. Uma porção considerável do horizonte H e do combustível lenhoso da manta morta está disponível para arder. As estruturas subterrâneas dos arbustos e árvores⁴⁴ estão sujeitas a dano, dependendo da sua localização e da duração e profundidade da combustão.

As classes atrás definidas cobrem o leque de efeitos possíveis num fogo controlado, mas são assumidamente insuficientes para descrever toda a variação possível na severidade do fogo. Note-se que a classe 4 da P_{WF} é ainda enquadrável na classe moderada de profundidade de queima de Ryan e Noste (1985), mesmo sendo associável a um grau de perturbação algo distinto das restantes classes de P_{WF} , principalmente porque se faz sentir directamente no solo. A resposta ao fogo controlado das comunidades de *Chamaespartium tridentatum* e ericáceas sob coberto de *P. pinaster* é determinada pela comunidade inicial, não havendo um efeito significativo na composição florística (Rego et al. 1991). No entanto, a classe extrema da P_{WF} pode afectar a dinâmica da vegetação do sub-bosque, por eliminação (ou estimulação) do banco de sementes no solo e enfraquecimento da capacidade vegetativa (Ryan 2000a), à semelhança do que sucede noutros ecossistemas para níveis de eliminação da manta morta comparáveis (e.g. Kauffman e Martin 1990; Schimmel e Granström 1996).

O Quadro VI.24 cruza as classes de severidade baseadas na RCs e na P_{WF} , e define uma região de impacte aceitável para o objectivo de queima mais usual, ou seja, a redução da combustibilidade mantendo a vitalidade das árvores e a qualidade da estação.

O Quadro VI.24 exhibe também a distribuição dos fogos experimentais pelas combinações entre as classes de RCs e P_{WF} . Somente 18% das queimas obtêm a classificação óptima, ou seja conjugam as classes 1 de RCs e 2 de P_{WF} , mas é interessante notar que 84% dos fogos estão dentro da região de impacte aceitável, apesar de maioritariamente reflectirem o comportamento de um fogo não condicionado na sua propagação por um padrão de ignição destinado a minimizar o dano no copado.

⁴⁴ O sistema radicular das árvores pode ser afectado directa ou indirectamente. As raízes do pinheiro bravo são propensas à infecção por fungos associados ao aquecimento excessivo do solo, nomeadamente *Rhizina undulata* e *Leptographium gallaeciae* (Ana-Magán 2000).

Quadro VI.24. Matriz para classificação da severidade do fogo controlado em pinhal bravo. As células a sombreado definem a região de impacte aceitável. Os valores inscritos nas células referem-se à repartição percentual dos fogos experimentais.

Pw_F	RCs			
	1	2	3	4
1	16,8	19,1	-	-
2	18,0	12,4	1,1	-
3	6,7	11,2	2,2	-
4	2,2	3,4	5,6	1,1

Se a repartição considerar apenas os locais Alvão2 e Padrela, representativos de situações onde a altura das árvores é decisiva para que os impactes do fogo permaneçam dentro de limites aceitáveis, verifica-se que 75% das queimas satisfazem esta condição. No entanto, e aqui reside uma diferença substancial, cerca de 69% do total estão abrangidas pela classe $0,25 \leq RCs < 0,75$. Excluir (ou pelo menos restringir bastante) a condução do fogo a "favor" em pinhais relativamente baixos ($h_{dom}=8$ e 11 m nos povoamentos em causa) e com um sub-bosque expressivo é a ilação imediata a retirar destes resultados.

VII. CONCLUSÕES

VII.1. COMPORTAMENTO DO FOGO

A humidade do combustível morto e fino desempenha o papel preponderante no sucesso ou fracasso de uma tentativa de ignição do complexo-combustível em povoamentos de *Pinus pinaster* (V.1.2). Contudo, e contrariamente ao que se propõe usualmente, o teor de humidade do combustível que separa a extinção da propagação sustentada do fogo varia consideravelmente (de 22% a mais de 50%), dependendo da velocidade do vento (que implicitamente integra a técnica de condução do fogo, já que à propagação contra o vento se associou uma velocidade do vento nula), temperatura do ar e natureza do complexo-combustível. A facilidade de ignição aumenta com a importância relativa do sub-bosque e da sua componente não lenhosa. A disponibilidade de estimativas para os dias seguintes dos componentes FFMC ou ISI do CFFDRS pode ser útil para decidir à escala regional (ou sub-regional) se a prática do fogo controlado é exequível; um gestor pode tomar decisões acerca das áreas a tratar com base na probabilidade estimada e na sua experiência e conhecimento do terreno.

Os objectivos da operação de queima podem à partida excluir a sua execução em condições de propagação marginal e irregular da frente de chamas ou, pelo contrário, exigila em situações de combustibilidade acrescida. Também neste caso prevalece a influência da humidade do combustível, mas o sentido de propagação do fogo (exprimindo o efeito combinado da velocidade do vento e declive do terreno) age também sobre a continuidade ou descontinuidade da frente de propagação (V.1.3). O modelo probabilístico desenvolvido considera ainda o tempo decorrido desde o último dia com precipitação, que é interpretável como um indicador da variação intra-fogo da humidade do combustível morto.

Cerca de metade dos fogos experimentais registaram intensidades frontais moderadas ou elevadas (V.2.1), apesar de predominarem condições meteorológicas e topográficas que, do ponto de vista do comportamento do fogo, são qualificáveis como suaves. Em contraste, a intensidade de Byram na retaguarda do fogo não alcançou sequer 300 kW m^{-1} , o que é elucidativo do peso da velocidade do vento e da pendente do terreno na dinâmica do comportamento do fogo.

Os sistemas FFBT, CFFBPS e BEHAVE Plus geraram predições da velocidade de propagação do fogo enviezadas e pouco correlacionadas com as observações, que quase sempre sub-avaliaram (V.2.2.1). Apesar da sua utilidade indiscutível no que respeita a aplicações relacionadas com a pré-supressão de incêndios (Albini 1976a), o desempenho do modelo de Rothermel (1972) é insuficiente para utilização operacional no fogo controlado. A universalidade de um modelo semi-físico é frequentemente apontada como uma vantagem decisiva, mas a relatividade desse carácter universal é facilmente constatável, estando qualquer modelo limitado pelo contexto em que se desenvolveu e validou.

A velocidade de propagação da retaguarda do fogo (V.2.2.2.1) variou num intervalo bastante estreito e não excedeu $0,6 \text{ m min}^{-1}$, dependendo da humidade do combustível morto fino e, principalmente, da estrutura do complexo-combustível; não se assinalaram efeitos da velocidade do vento nem do declive do terreno. No que concerne à velocidade de deslocação da cabeceira do fogo (V.2.2.2.2), os factores influentes são, por ordem decrescente de importância, a velocidade do vento, o declive, a humidade do combustível morto e a estrutura do complexo-combustível, e as expressões funcionais que melhor quantificam os seus efeitos não diferem daquelas generalizadamente utilizadas nos modelos empíricos contemporâneos. Na impossibilidade de discriminar as influências dos descritores físicos individuais do combustível sobre a velocidade de propagação do fogo, os modelos recorrem à percentagem de coberto do sub-bosque (R_b) e à sua altura (R_h), indicadores globais e práticos da estrutura do complexo-combustível.

A carga de combustível é uma variável tradicionalmente relevante no âmbito da gestão do fogo e um indicador importante da combustibilidade de povoamentos florestais. Tal como McAlpine (1995) refere, é intuitivo assumir que interfere positivamente na progressão do fogo: havendo mais biomassa disponível produz-se mais energia calorífica e intensifica-se o pré-aquecimento do combustível. No entanto, e à semelhança de estudos recentes conduzidos no campo e em laboratório em tipos de combustível variados, o efeito de W_{sup} em R não se manifestou inequivocamente.

Em contrapartida, a quantidade de combustível fino nos estratos superficiais condicionou as dimensões da chama (V.2.3.1), especialmente a sua altura, que variou linearmente com W_{sup} . A altura e o comprimento da chama estão estreitamente associados, principalmente na retaguarda do fogo, e divergem em função da importância da velocidade do vento e declive do terreno. O grau de inclinação da chama (V.2.3.2) para uma determinada velocidade do vento diminui com a quantidade de combustível disponível, o que deverá ser tomado em consideração pelas prescrições de uso do fogo.

Foi possível relacionar efectivamente o comprimento da chama e a intensidade da linha de fogo de Byram através de funções potência, cujo uso se deve limitar à determinação da segunda a partir da primeira (V.2.3.3). Razões práticas e as dúvidas associadas ao cálculo de I_B recomendam que a estimação do comprimento da chama se baseie na equação que considera os efeitos individuais da velocidade de propagação do fogo, carga de combustível superficial e teor de humidade do combustível morto (V.2.3.1). O combustível sub-superficial também influencia o tamanho da chama, mas o efeito é suficientemente diminuto para ser ignorado.

O tronco chamuscado é um testemunho da variabilidade espacial do comportamento do fogo que, no quadro nas actividades de monitorização do fogo prescrito, permite estimativas válidas (se bem que apenas aproximadas) da altura da chama, a qual é equiparável à maior altura de tronco chamuscado ou à sua metade, consoante se trate de um fogo "a favor" ou "contra" (VI.2.1).

VII.2. IMPACTE DIRECTO E SEVERIDADE DO FOGO

Não foi possível demonstrar ou negar que a progressão do fogo contra o vento resulta numa eliminação proporcionalmente maior do manto orgânico (Cap. VI.1.1), para o que terá concorrido a variabilidade natural da acumulação de combustível. Assim, e atendendo também aos resultados que constam da literatura, com destaque para Vega et al. (1993, 1994), é razoável concluir que em pinhal bravo a eficiência da gestão de combustíveis pelo fogo não depende da técnica empregue na sua condução, a não ser que haja descontinuidade vertical entre a folhada e o sub-bosque. A questão torna-se aliás irrelevante em caso de uso de padrões de ignição que combinem frentes "contra" e "a favor".

A massa de combustível que o fogo remove é obviamente inerente à quantidade inicial e respectiva humidade, mas a importância relativa destes factores varia com o estrato em causa, reflectindo o seu envolvimento na propagação do fogo (VI.1.2). O consumo da folhada superficial é invariavelmente muito elevado, a não ser em condições de propagação marginal do fogo. Em contraste, a possibilidade de combustão da folhada sub-superficial e a extensão do respectivo consumo estão extremamente dependentes da sua hidratação.

A redução absoluta do estrato arbustivo é razoavelmente proporcional à carga existente, mas o efeito do teor de humidade não é despiciendo. Referimo-nos à humidade do combustível morto, já que a influência da humidade dos tecidos vivos não se manifestou, para o que terá contribuído a pouca variação que a caracteriza durante o período de repouso vegetativo. O consumo percentual da biomassa arbustiva sofre um decréscimo acentuado em situações de propagação marginal do fogo, motivadas por humidade excessiva na metade inferior da copa e na folhada.

As equações desenvolvidas para estimar o consumo de combustível representam um avanço importante em relação aos esforços de modelação que as precederam, pelo número de fogos experimentais em que se alicerçam e pela variação ambiental que abarcam. O processo experimental ignorou vários factores passíveis de afectar a redução do combustível, dos quais salientamos aqueles associados ao material lenhoso integrado ou sobrejacente à manta morta. Em contrapartida, os modelos produzidos são bastante práticos. Constatou-se que um sub-bosque não lenhoso aumenta a proporção do horizonte F que é eliminado, que a redução arbustiva depende da composição do sub-bosque, e que a humidade da folhada inferior interfere no consumo do combustível superficial; estas influências não são consideradas pelas equações, mas são sugeridas regras simples de correcção para as duas primeiras.

Os componentes DMC ou BUI do sub-sistema FWI podem, grosseiramente, descrever a disponibilidade do complexo-combustível para arder (VI.1.2.3). Ao invés do FFMC e do ISI, que prenunciam potenciais dias de queima, aqueles índices são utilizáveis como critério de cessação das actividades de fogo controlado. Cabe ao utilizador a aferição do seu desempenho em função de factores locais, e ultimadamente decidir da relevância da abordagem.

A avaliação *post hoc* dos resultados de uma operação de queima abrange necessariamente a magnitude do impacto do fogo no combustível, cujos descritores privilegiados (porque facilmente mensuráveis) são a profundidade de queima e o diâmetro terminal da biomassa arbustiva remanescente (VI.1.3). Ajustaram-se equações que convertem estas variáveis em combustível consumido, mas a utilidade das relações $PQ-w_{LF}$ é apenas genérica, uma vez que são potenciadoras de estimativas desfasadas da realidade.

O trabalho de modelação do impacto do fogo nas árvores centrou-se na altura de dessecação da copa h_s , a variável que quantifica o potencial de dano foliar associado a um fogo com uma determinada intensidade. A análise empírica da h_s (VI.2.2.1) correspondeu às expectativas teóricas, uma vez que identificou como variáveis influentes o comprimento da chama (cujo efeito prepondera), a temperatura do ar e a velocidade do vento.

A adaptação das equações de Van Wagner (1973) para h_s não produziu resultados satisfatórios, mas os aperfeiçoamentos propostos por Alexander (1998) àquela abordagem conduziram a uma solução fisicamente fundamentada, que se mostrou mais robusta que o modelo empírico quando confrontada com dados independentes (VI.2.2.2). Não obstante, a consideração da temperatura letal T_L como uma variável não é apoiada pelos resultados obtidos, o que terá a ver com os vários pressupostos em que assentou a sua estimação e o intervalo exíguo em que varia; na prática é evitado um descritor do comportamento do fogo que é questionável e difícil de estimar. A altura de dessecação foliar diminui com a representatividade do sub-bosque no complexo-combustível superficial quando em igualdade de circunstâncias (de comprimento de chama, velocidade do vento, e temperatura ambiente), mas as consequências práticas desta constatação são negligenciáveis.

Na sequência da exposição a um fogo de intensidade moderada (500-3000 kW m⁻¹), a mortalidade sobrevem essencialmente aos pinheiros pequenos e dominados (VI.2.3). O impacto do fogo no copado arbóreo e o grau de mortalidade dependem das características do fogo, mas são condicionados pela estrutura do povoamento e morfologia das árvores. Em povoamentos bastante heterogéneos ou irregulares, em que estão representadas as classes mínimas de dimensão, ocorrerá sempre mortalidade, e a magnitude do comportamento do fogo determinará a intensidade do desbaste resultante.

A análise dos dados produziu equações probabilísticas para a ocorrência de mortalidade no povoamento e sua gravidade, baseadas em variáveis que exprimem a resistência física das árvores (a sua altura), os factores directamente relacionados com o dano (comprimento da chama, temperatura ambiente), e o próprio nível de dano foliar (razão de copa dessecada). A estes modelos não deve ser dado uso preditivo, mas são úteis para explorar as consequências da variação das variáveis independentes.

A análise dos componentes individuais da severidade do fogo (VI.3.1), procurando quantificar a importância relativa das variáveis independentes (consideradas individualmente ou agrupadas de acordo com a sua natureza), mostrou consistência com os resultados da modelação dos efeitos no complexo-combustível e nas árvores. Os impactos do fogo nos estratos superficial e sub-superficial são bastante mais influenciados por

factores dinâmicos (temporalmente variáveis, ou seja, meteorológicos), do que por parâmetros de natureza estática (características da estação), e estão exclusivamente associados a factores que agem sobre o comportamento do fogo. Este último tem um papel relativamente secundário no que respeita ao impacto nas árvores, o qual é maioritariamente decidido por factores estáticos (a estrutura do povoamento), mas esta conclusão não é extensível a fogos mais intensos.

A variabilidade dos efeitos directos de um fogo controlado (VI.3.2) é operacionalmente relevante, já que pode prejudicar a consecução dos objectivos do tratamento. Como tal, deverá ser considerada durante o desenvolvimento da prescrição, ajustando as variáveis ambientais em função do propósito da operação de queima e restrições existentes. A intra-variabilidade dos indicadores de severidade aumenta quando os teores de humidade do combustível morto superficial e sub-superficial são mais elevados e, presumivelmente, são espacialmente mais heterogéneos.

A análise aglomerativa baseada em quatro indicadores do impacto do fogo (VI.3.3) distribuiu as queimas experimentais por seis grupos consistentes. Três deles individualizam-se melhor, respectivamente por i) ausência de mortalidade arbórea e de consumo da folhada inferior, ii) inexistência de mortalidade com eliminação de folhada sub-superficial, e iii) ocorrência de mortalidade em árvores de DAP superior a 6 cm com importante redução da manta morta inferior. A menor homogeneidade das características dos restantes grupos volta a salientar a importância da interacção entre a estrutura do povoamento e o comportamento do fogo.

Finalmente, e partindo da abordagem de Ryan e Noste (1985), concebeu-se um esquema simples, não extensível a incêndios, para classificação da severidade do fogo controlado em pinhais de *Pinus pinaster* (VI.3.3), que assenta no cruzamento da razão de copa dessecada com a redução percentual da folhada inferior. A definição do número de classes e seus limites foi função do melhor conhecimento disponível, implicando a síntese e integração de informação diversa. Consideramos que o método proposto é ecologicamente consistente e útil simultaneamente para planear e avaliar uma operação de queima, permitindo, em conjugação com o sistema de equações desenvolvido neste estudo, a definição de prescrições que posicionem uma operação de queima na região de impacto aceitável.

O Capítulo VI lidou com aqueles que são os mais importantes — pelo menos do ponto de vista de uma operação de queima prescrita — efeitos directos do fogo, visando responder à principal preocupação do gestor: reduzir eficientemente a combustibilidade de um povoamento sem comprometer os recursos lenhosos em causa. Fora do âmbito do estudo estiveram as repercussões secundárias ou indirectas do fogo, que se manifestam a médio e longo-prazo, por exemplo na fertilidade do solo e sucessão vegetal, mas que, em todo o caso, dependem da interacção entre os efeitos de primeira ordem e diversas outras variáveis.

VII.3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

VII.3.1. CONDIÇÕES DE APLICABILIDADE DOS MODELOS

Os resultados e modelos obtidos são consequência de fogos experimentais iniciados por uma linha de ignição, em deslocação contra o vento, ou a favor dele numa distância não superior a 15 metros. As estimativas de comportamento do fogo respeitantes ao segundo caso são provavelmente extensíveis a frentes de propagação infinitamente largas quando as condições ambientais forem conducentes a fogos de intensidade reduzida.

Os melhores desempenhos das equações ocorrerão presumivelmente para declives do terreno até 30% e cargas de combustível superficial abaixo de 20 t ha⁻¹, bem como para velocidades do vento até 10 km h⁻¹ e humidades do combustível morto de 15 a 40%; o facto da base de dados que suportou a modelação comportar todas as combinações entre as duas últimas variáveis nos intervalos de variação referidos transmite confiança relativamente à generalização da sua aplicabilidade. As queimas experimentais não incluíram certas combinações entre a temperatura e a humidade relativa do ar associadas à prática de fogo controlado no Norte Atlântico, o que não deverá prejudicar a extensibilidade dos resultados a essa região: o estado higrométrico do ar é importante apenas como condicionador da humidade do combustível morto, a qual variou no intervalo bastante amplo de 8-56%.

As maiores restrições à aplicabilidade dos resultados são impostas pela estrutura e natureza do complexo-combustível. No que concerne à utilização do fogo controlado nos pinhais do Entre Douro-e-Minho, há a referir três situações não abrangidas por este estudo:

1. Maiores desenvolvimento arbustivo e carga de combustível. Metade dos fogos operacionais que forneceram dados independentes para comparação gráfica com as estimativas dos modelos procedem de parcelas em que a carga de combustível superficial excedeu 20 t ha⁻¹.
2. O primeiro fogo controlado em pinhais relativamente jovens é por vezes antecedido por operações de desrama e desmata que visam limitar o dano no estrato arbóreo, e das quais resulta um complexo-combustível substancialmente alterado na sua estrutura.
3. Em povoamentos muito densos e nunca intervencionados, abundam as agulhas em suspensão nos ramos inferiores (e mortos) das árvores, que estabelecem continuidade vertical entre o combustível superficial e a copa dos pinheiros. Esta "escadaria" de combustível está frequentemente associada a um sub-bosque parcialmente suprimido, e como tal bastante poroso e com uma componente viva irrelevante.

Este conjunto de características é claramente indutor de acréscimos de combustibilidade e heterogeneidade comparativamente às situações aqui incluídas, obrigando a implementação do fogo controlado a considerar com especial cuidado os efeitos da velocidade do vento e da humidade do combustível. Estender ou não a aplicação dos modelos de comportamento do fogo a estas circunstâncias fica ao critério do utilizador, sendo de esperar maior discordância entre as estimativas das equações e o comportamento

real do fogo. Observações informais efectuadas pelo autor em queimas operacionais sugerem que, na situação 3, as equações predizem satisfatoriamente as características de uma frente de propagação descendente e contrária ao vento, mas não da frente "a favor", que tenderá a deslocar-se mais rapidamente e com chamas maiores (e mais variáveis).

A composição do substrato arbustivo do pinhal bravo é muito variável. A diferenciação geográfica do elenco florístico que acompanha a espécie na Península Ibérica (Castro et al. 1997) indica que os resultados serão pouco aplicáveis às areias do litoral a Norte do Douro, e menos ainda a povoamentos no litoral Centro e Sul do País, e em situação mais interior ou mais mediterrânea, em que arbustos morfológica e fisionomicamente bastante distintos (essencialmente pertencentes aos géneros *Cistus*, *Juniperus*, *Lavandula*, *Quercus*, *Arbutus*, e *Phillyrea*) tenderão a dominar o sub-bosque.

Como conclusão genérica é possível afirmar que os modelos empíricos desenvolvidos neste estudo são adequados à predição do comportamento do fogo controlado em pinhal bravo nas serras siliciosas em posição Atlântica e Sub-Atlântica do Norte e Centro de Portugal; tratando-se da primeira queima num povoamento, a competência das equações diminui no sentido das estações menos produtivas para as mais produtivas. Somente após comparar as estimativas dos modelos com as observações efectuadas noutros tipos de combustível — incluindo todos aqueles passíveis de ocorrer (naturalmente ou como resultado da silvicultura praticada) sob coberto do *Pinus pinaster*, mas também em pinhais de outras espécies — se podem efectuar recomendações de extrapolação ou calibração.

VII.3.2. APLICAÇÃO DOS RESULTADOS

Este estudo atingiu os objectivos propostos, ou seja, resultou num conjunto de modelos que ligam as condições de queima, o comportamento do fogo, e o seu impacte directo no complexo-combustível e nas árvores, e como tal podem ser encadeadas para fins preditivos. O funcionamento global do sistema de equações (Fig. VII.1) implica 13 variáveis independentes (incluindo o sentido de propagação do fogo e o tipo de complexo-combustível), às quais acrescem quatro variáveis alternativas (índices do FWI); adicionalmente, a avaliação dos resultados operacionais e a classificação da severidade do fogo dependem de cinco variáveis.

As dificuldades associadas à estimação dos *inputs* e a possibilidade de obtenção de valores com rigor aceitável são desiguais. A maioria das características da estação (declive, coberto e altura do sub-bosque, altura das árvores) são facilmente mensuráveis, mas a avaliação das cargas de combustível tem que se socorrer de métodos expeditos, indirectos e não destrutivos. O recurso a séries fotográficas é uma hipótese, mas as que têm aplicação a pinhal bravo (Botelho e Fernandes 1992; Natário e Pereira 1992; ADAI 2000) são francamente insuficientes no que toca ao planeamento do fogo controlado ao nível da unidade de queima. Fernandes et al. (2002a) apresentam equações que estimam as quantidades de folhada superficial, folhada inferior, arbustos e fetos a partir de descritores estruturais (espessura, coberto, altura) ou do tempo decorrido desde o último fogo

controlado, e cujo universo de aplicação abarca as situações de combustível que geraram os resultados dos Capítulos V e VI.

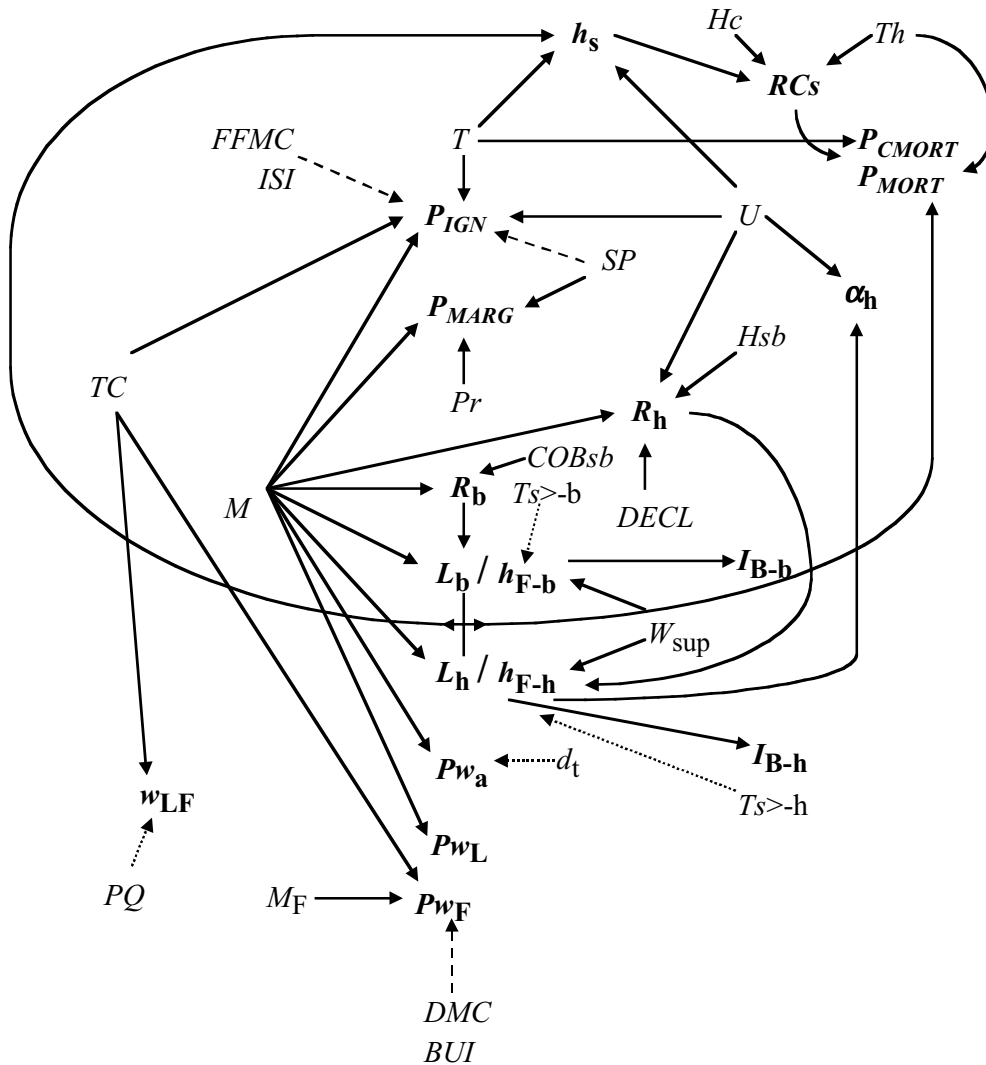


Fig. VII.1. Diagrama das relações entre os descritores ambientais, o comportamento do fogo e os efeitos directos do fogo. P_{IGN} e P_{MARG} são as probabilidades de fogo auto-sustentado e de fogo não-marginal, respectivamente. As setas apontam da variável independente para a variável dependente. As setas a tracejado indicam relações com índices do CFFDRS. As setas a pontilhado respeitam à avaliação pós-fogo.

As tecnologias de informação actualmente disponíveis facilitam, para escalas regionais, o acesso a prognósticos dos parâmetros e situação meteorológica para o(s) dia(s) seguinte(s). Mas os valores resultantes de uma previsão ou observação em terreno aberto da velocidade do vento requerem ajustamento para as condições do povoamento, havendo ainda que contar com os ventos convectivos locais, tão importantes no fogo controlado; métodos que lidam com estes problemas foram desenvolvidos respectivamente por Albini e Baughman (1979) e Albini et al. (1982), e adoptados como padrão nos E.U.A. (Rothermel

1983). Nas plantações de *Pinus pinaster* da Austrália Ocidental são aplicados factores de conversão de 3:1 a 6:1 à velocidade do vento em terreno aberto, dependendo da altura a que é medida e da densidade do povoamento (Sneeuwjagt e Peet 1985). A estimacão efectiva da velocidade do vento em ambiente florestal e topografia complexa a partir de informacão exterior é, na verdade, uma tarefa complexa (Cheney 1981).

A temperatura ambiente e a velocidade do vento são monitorizáveis com sensores portáteis, antes e durante a operacão de queima. Na sua ausência, é válido recorrer à escala visual de Beaufort para estimar a velocidade do vento (Rothermel 1983; Beer 1990; Tolhurst e Cheney 1999). Cabe ainda, pelas implicacões que teria na racionalizacão da actividade do fogo prescrito, a mençao à simulacão do ciclo meteorológico diário, nomeadamente com o modelo de Beck e Trevitt (1989).

Um utilizador experiente não terá problemas em avaliar as possibilidades de execuçao de um fogo controlado com base na apreciacão qualitativa do estado higrométrico do combustível. Quantificar o teor de humidade do combustível morto é, contudo, vital para o funcionamento da sequência preditiva, já que daquela variável depende directamente a predicção das probabilidades de propagaçao sustentada e não marginal do fogo, velocidade de progressão do fogo, dimensões da chama e do consumo de combustível, e indirectamente a estimacão do dano infligido às árvores.

As técnicas para avaliar directa ou indirectamente a humidade do combustível morto são numerosas. Chatto e Tolhurst (1997) resumiam 22 métodos baseados em oito princípios distintos. Excluem-se à partida os métodos directos convencionais, baseados na secagem em estufa, por não darem informacão em tempo útil e muito dificilmente serem utilizáveis no campo. Estando isento destes inconvenientes, o "T-H Fine Fuel Moisture Meter" (Wiltronics Research Pty. Ltd. 1997) converte a resistência eléctrica de uma amostra em teor de humidade; foi calibrado para as folhadas superficial e sub-superficial do *Pinus pinaster*, e para os arbustos *Chamaespartium tridentatum*, *Erica umbellata* e *Ulex minor*, entre outros combustíveis (UTAD-DF 1999), mas é um aparelho excessivamente dispendioso. A facilidade com que se dá a fractura de agulhas de pinheiro dobradas em arco é indicativa do seu teor de humidade (Kilgore e Curtis 1978; Wade e Lunsford 1988), uma relaçao que Burrows (1991) explorou para desenvolver um método mecânico para o *Pinus pinaster*, simples e quantitativo, mas que tem $M=25\%$ como limite de aplicabilidade.

Alguns dos métodos indirectos potencialmente mais interessantes (Sneeuwjagt e Peet 1985; Rothermel et al. 1986) para estimar a humidade do combustível são demasiado complexos e requerem dados de entrada pouco (ou nada) acessíveis a um gestor de fogo controlado. Perante as consideracões anteriores, há apenas duas formas práticas e gerais de avaliar a humidade do combustível morto, respectivamente por correlaçao com variáveis meteorológicas de fácil determinacão, ou com os índices FFMC e DMC. Modelos empíricos respeitantes a estas alternativas estão disponíveis para o combustível superficial e a folhada inferior num pinhal bravo (UTAD-DF 1999), podendo no primeiro caso ser ajustados em funçao das condições locais, época do ano e hora do dia (Rothermel 1983). O Instituto de Meteorologia disponibiliza diariamente os componentes do sub-sistema FWI a nível

distrital, mas é possível obter valores menos generalistas com o recurso a dados de estações meteorológicas cuja localização seja representativa das situações de queima.

Os resultados deste estudo, preliminares ou já na forma final, e a respectiva interpretação, contribuíram para a elaboração de um manual de fogo controlado para uso na formação de técnicos florestais (Fernandes et al. 2002b), que inclui recomendações de aplicação, traduzidas na forma de uma nova prescrição genérica, e os modelos de predição com relevância operacional. A primeira é fruto da junção da informação quantitativa referente ao comportamento e severidade do fogo com registos qualitativos vários, decorrentes da experimentação mas não explorados aqui (emissão de faúlhas, produção de fumo, distância de segurança, eficácia das linhas de contenção, necessidade de rescaldo). Os segundos são apresentados como uma sequência de tabelas ou articulados entre si numa folha de cálculo.

Esta dissertação constitui, em termos mais gerais, um esforço para minorar duas insuficiências notórias da investigação europeia em fogos florestais, ou seja a raridade de programas de experimentação focados no comportamento do fogo em condições naturais, e a tendência para divorciar os estudos da ecologia do fogo das características do fogo. Mais concretamente, e quanto ao propósito principal que nos norteou, acreditamos que a natureza objectiva e quantitativa dos resultados pode contribuir para expandir o uso do fogo controlado em Portugal e melhorar tecnicamente o seu planeamento, execução e avaliação, especialmente em vista do número diminuto de pessoas aptas a transmitir o conhecimento empírico que no último quarto de século foi desenvolvido e adquirido no Noroeste do País.

As decisões tomadas no âmbito da gestão do fogo controlado em pinhal bravo podem agora beneficiar de um suporte quantitativo, mas é ao operador que cabe a última palavra, e os resultados da aplicação da técnica dependem em última análise da sua capacidade para manipular o fogo num determinado ambiente de queima. Terminamos citando Ryan (2000b), que equipara o fogo controlado sob coberto arbóreo a uma arte: podemos apurá-la, exercitando-a regularmente e estudando a obra dos mestres com dedicação, mas não seremos nunca artistas perfeitos.

AGRADECIMENTOS

Aos Professores Hermínio Botelho e Francisco Rego, respectivamente orientador e co-orientador científicos desta dissertação, cujo encorajamento, sugestões e experiência se revelaram decisivos. Não teria sido possível concretizar este trabalho sem as condições e meios facultados pelo Departamento Florestal da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, decorrentes de uma aposta empenhada na investigação dos aspectos operacionais do fogo controlado.

Ao colega Carlos Loureiro, que prestou uma ajuda inestimável nas tarefas de campo e de laboratório (bem como no processamento final do texto), e a todos aqueles que manusearam equipamento dendrométrico, meteorológico, e de ignição, contenção e extinção do fogo, nomeadamente os técnicos Délio Sousa, Carlos Brito e Carlos Fernandes do DF da UTAD, e os (então) alunos estagiários Marta Fernandes e António Ferreira.

Ao Miguel Cruz (University of Montana/Missoula Fire Lab), pelos oportunos comentários e críticas ao conteúdo dos Capítulos IV e V, e pela bibliografia cedida.

Aos membros do corpo docente do DF da UTAD que, de algum modo, contribuíram para a elaboração desta tese: a Teresa Fonseca, sempre disponível para aconselhamento estatístico, os Professores Carlos Pacheco Marques, João Bento, Jaime Sales Luís, Rui Cortes, Aloísio Loureiro e José Aranha, o Investigador José Luís Louzada, a Simone Varandas e a Filipa Manso.

Ao Paulo Mateus (DRAEDM) por toda a informação disponibilizada sobre a prática do fogo controlado no Entre Douro-e-Minho.

A Wendy Catchpole (University of New South Wales) e Lachie McCaw (Western Australia Conservation and Land Management), pela frutuosa troca de impressões e envio de bibliografia especialmente relevante. Também a Douglas McRae e Bruce Lawson (Canadian Forest Service), Neil Burrows (Western Australia Conservation and Land Management), Karen Chatto (Victoria Department of Natural Resources and Environment) e Grant Pearce (New Zealand Forest Research Institute) pelas valiosas remessas de literatura.

À Natália Baptista, que verificou as referências bibliográficas.

À Ana, por todo o apoio e paciência.

Àqueles que, eventual e inadvertidamente, tenham ficado por nomear.

O suporte financeiro para a prossecução dos objectivos deste estudo e das respectivas actividades experimentais proveio da Fundação para a Ciência e Tecnologia (Bolsa SFRH/BD/3277/2000, no período 2001-2002), e dos projectos de investigação ENV4-CT98-0715 (CE/DG XII, Programme Environment and Climate), 3/3.2/FLOR/2103/95 (JNICT, Programa PRAXIS XXI), e PEAM/C/IF/0009/97 (protocolo FCT-CNEFF).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAI (Associação para o Desenvolvimento da Aerodinâmica Industrial). 2000. Guia fotográfico para identificação de combustíveis florestais - Região Centro. ADAI, Universidade de Coimbra.
- Adkins, C.W. 1995. Users guide for fire image analysis system - version 5.0: a tool for measuring fire behavior characteristics. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-93, South. Res. Stn., Asheville.
- Agee, J.K. 1993. Fire ecology of Pacific Northwest forests. Island Press, Washington D.C.
- Agee, J.K. 1998. Fire and pine ecosystems. *In Ecology and Biogeography of Pinus*, Richardson, D.M. (Ed.), Cambridge University Press, Cambridge. pp. 193-218.
- Agroconsultores-COBA. 1991. Carta de solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real.
- Albini, F.A. 1976a. Estimating wildfire behavior and effects. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-30, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Albini, F.A. 1976b. Computer-based models of wildland fire behavior: a user's manual. USDA For. Serv. Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Albini, F.A. 1981. A model for the wind-blown flame from a line fire. *Combust. Flame* 43: 155-174.
- Albini, F.A. 1982a. The variability of wind-aided free-burning fires. *Combust. Sci. Technol.* 31: 303-311.
- Albini, F.A. 1982b. Response of free-burning fires to nonsteady wind. *Combust. Sci. Technol.* 29: 225-241.
- Albini, F.A. 1985. A model for fire spread in wildland fuels by radiation. *Combust. Sci. Technol.* 42: 229-258.
- Albini, F.A. 1986. Wildland fire spread by radiation - a model including fuel cooling by convection. *Combust. Sci. Technol.* 45: 101-113.
- Albini, F.A., e R.G. Baughman. 1979. Estimating windspeeds for predicting wildland fire behavior. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-221, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Albini, F.A., D.J. Latham, e R.G. Baughman. 1982. Estimating upslope convective windspeeds for predicting wildland fire behavior. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-257, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Albuquerque, J.P.M. 1954. Carta Ecológica de Portugal. DGSA, Lisboa.
- Alexander, M.E. 1982. Calculating and interpreting forest fire intensities. *Can. J. Bot.* 60: 349-357.
- Alexander, M.E. 1994. Proposed revision of fire danger class criteria for forest and rural areas in New Zealand. NRFA/NZFRI, Circular 1994/2, Wellington.
- Alexander, M.E. 1998. Crown fire thresholds in exotic pine plantations of Australasia. PhD thesis, Australian National University, Canberra.
- Alexander, M.E. 2000. Fire behaviour as a factor in forest and rural fire suppression. For. Res./New Zealand Fire Serv./Nat. Rur. Fire Authority, For. Res. Bull. No. 197, For. And Rural Fire Sci. and Tech. Ser. Rep. No. 5, Wellington.
- Alexander, M.E., e W.J. de Groot. 1988. Fire behavior in jack pine stands as related to the Canadian Forest Fire Weather Index (FWI) System. Can. For. Serv. North. For. Cent. Edmonton, Alberta. Poster (com texto).

- Alexander, M.E., e R.W. Sando. 1989. Fire behavior and effects in aspen-Northern hardwood stands. *In Proc. 11th. Conf. on Fire and Forest Meteorology*. pp. 263-274.
- Alexander, M.E., W.L. McCaw, R.H. Smith, e J.E. Neal. 1991. High-intensity fire behaviour in an exotic pine plantation: the Iffley experiments, Western Australia. *In Abstracts of the Australian Bushfire Conf. 1991*, Univ. of New South Wales, Univ. Coll., Austr. Defence Force Acad., Canberra. p. 18.
- Alexander, M.E., B.J. Stocks, B.M. Wotton, e R.A. Lanoville. 1998. An example of multi-faceted wildland fire research: the International Crown Fire Modelling Experiment. *In Proc. 3rd Int. Conf. on Forest Fire Research & 14th Conf. on Fire and Forest Meteorology*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 83-112.
- Alexander, M.E., P. St. John, R. Thorburn, P. Simons, e A. MacMillan. 2002. CD-ROM based training course *Understanding the Fire Weather Index (FWI) System* now available! *In Proc. IV Int. Conf. on Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit*, Viegas, D.X. (Ed.), Millpress Science Publishers, Rotherdam.
- Alexandrian, D. 1988. Feu contrôlé et contre-feu dans les Maures et l'Estérel en 1869. *Forêt Méditerranéenne* 10(1): 218-219.
- Alfonso, P., M. Andrade, F. Castro, J. Diez, M. Francisco, J. Gras, E. Herrera, V. Jiménez, P. López, F. Marchena, V. Minino, N. Padín, R. Recamán, V. Rincón, e A. Sarabia. 2000. Planificación y ejecución de las quemadas controladas en la provincia de Pontevedra. *Cuadernos de la Sociedade Española de Ciencias Forestales* 9: 235-241.
- Alía, R., Martín, S., de Miguel, J., R. Galera, D. Agúndez, J. Gordo, L. Salvador, G. Catalán, e L. Gil. 1996. Regiones de procedencia *Pinus pinaster* Aiton. Ministerio de Medio Ambiente, Organismo Autónomo Parques Nacionales, Madrid.
- Alonso, M., M.J. Rozados, J.A. Vega, P. Pérez-Gorostiaga, P. Cuiñas, M.T. Fontúrbel, e C. Fernández. 1998a. Biochemical responses of *Pinus pinaster* trees to fire induced trunk girdling and crown scorch: some needle chemical indicators. *In Proc. 3rd. Int. Conf. on Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf.*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 1539-1554.
- Alonso, M., M.J. Rozados, J.A. Vega, S. Bara, e P. Cuiñas. 1998b. Parametros quimicos indicadores de daños producidos por fuego en *Pinus pinaster* Ait.: nutrientes, capacidad buffer, iminoacidos y compuestos fenolicos. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 7(1-2): 6-27.
- Almeida, A., e F. Rego. 1990. Caracterização dos ecossistemas portugueses e sua relação com o perigo de incêndio. *In A Técnica do Fogo Controlado*, Rego, F.C. e H. Botelho (Eds.), UTAD, Vila Real. pp. 5-8.
- Alves, A.A. M. 1988. Técnicas de Produção Florestal. INIA, Lisboa.
- Amiro, B.D., B. Stocks, M. Alexander, M. Flannigan, e B. Wotton. 2001. Fire, climate change, carbon and fuel management. *Int. J. Wildland Fire* 10: 405-413.
- Ana-Magán, F.J. 1982. Las hogueras en el monte y el ataque del hongo *Leptographium gallaeciae* sp. nv. sobre *P. pinaster* Ait. *Bol. Serv. Plagas* 8: 69-92.
- Ana-Magán, F.J. 2000. El fuego y los hongos del suelo. *Cuadernos de la Sociedade Española de Ciencias Forestales* 9: 101-107.
- Ana-Magán, F.F., e A. Rodriguez. 1992. El fuego y la respuesta de los macromicetos del suelo en pinares de *Pinus pinaster* Ait. *Invest. Agrar.: Sist. Recur. For.* 1(2): 137-150.

- Andarieese, S.W., e W.W. Covington. 1986. Changes in understory production for three prescribed burns of different ages in ponderosa pine. *Forest Ecol. Manage.* 14: 193-203.
- Anderson, H.E. 1964. Mechanisms of fire spread - research progress report no. 1. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-8, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Anderson, H.E. 1969. Heat transfer and fire spread. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-69, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Anderson, H.E. 1982. Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-122, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Anderson, H.E. 1990. Relationship of fuel size and spacing to combustion characteristics of laboratory fuel cribs. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-424, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- André, J.C., e D.X. Viegas. 2001. Modelos de propagação de fogos florestais: estado-da-arte para utilizadores. Parte I: introdução e modelos locais. *Silva Lusitana* 9(2): 237-265.
- Andrews, P.L. 1980. Testing the fire behavior model. *In Proc. 6th Conf. on Fire and Forest Meteorology.* pp. 70-77.
- Andrews, P.L. 1983. A system for predicting the behaviour of forest and range fires. *In Proc. SCS Conference of Computer Simulation in Emergency Planning.* pp. 75-78.
- Andrews, P.L. 1986. BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system - BURN subsystem, part I. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-194, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Andrews, P., e C. Bevins. 2000. BehavePlus Fire Modeling System user's guide. Beta test version. USDA For. Serv. Rocky Mte. Res. Stn./Systems for Environmental Management, Missoula.
- Andrews, P.L., e L.S. Bradshaw. 1990. Defining windows of acceptable burning conditions based on desired fire behavior. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-273, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Andrews, P.L., e C. Chase. 1989. BEHAVE: fire behavior prediction and fuel modeling system - BURN subsystem, part II. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-260, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Andrews, P.L., e R.C. Rothermel. 1982. Charts for interpreting wildland fire behavior characteristics. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-131, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Andrews, P.L., e S.S. Sackett. 1989. Fire observation exercises - a valuable part of fire behavior training. *Fire Management Notes* 50(1): 49-52.
- Arévalo, J.R., J.M. Fernández-Palacios, M. Jiménez, e P. Gil. 2001. The effects of fire intensity on the understory species composition of two *Pinus canariensis* reforested stands in Tenerife (Canary Islands). *Forest Ecol. Manage.* 148: 21-29.
- Armand, D., M. Etienne, C. Legrand, J. Marechal, e J.C. Valette. 1993. Phytovolume, phytomasse et relations structurales chez quelques arbustes méditerranéens. *Ann. Sci. Forest.* 50: 79-89.
- Armour, C.D., S.C. Bunting, e L.F. Neuenschwander. 1984. Fire intensity effects on the understory in ponderosa pine forests. *J. Range Manage.* 37(1): 44-49.
- Arno, S. 2000. Fire in western forest ecosystems. *In Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora.* USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2, Rocky Mte. Res. Stn., Fort Collins. pp. 97-120.

- Auld, T.D., e M.G. Tozer. 1999. How well do post-fire indicators provide insights into the degree of soil heating during the passage of fires?. *In Proc. of the Australian Bushfire Conference*. <http://life.csu.edu.au/bushfire99>.
- Baião, M.M. 1993. Planeamento do fogo controlado. Relat. final de estágio da Lic. em Eng^a Florestal, UTAD, Vila Real.
- Barbéro, M., R. Loisel, P. Quézel, D.M. Richardson, e F. Romane. 1998. Pines of the Mediterranean Basin. *In Ecology and Biogeography of Pinus*, Richardson, D.M. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge. pp. 153-170.
- Barnett, J.P. 1999. Longleaf pine ecosystem restoration: the role of fire. *J. Sustainable Forest.* 9(1/2): 89-96.
- Barrett, T.M., J.G. Jones, e R.H. Wakimoto. 2000. Forest service spatial information use for planning prescribed fires. *West. J. Appl. Forest.* 15(4): 200-207.
- Barton, A.M. 1999. Pine versus oaks: effects of fire on the composition of Madrean forests in Arizona. *Forest Ecol. Manage.* 120: 143-156.
- Bartos, D.L, e W.F. Mueggler. 1981. Early succession in aspen communities following fire in western Wyoming. *J. Range Manage.* 34: 315-318.
- Batista, A.C., e R.V. Soares. 1994. Relationships between bark char height and some fire behavior variables in a pine plantation prescribed burning. *In Proc. 2nd Conf. Forest Fire Research*, Universidade de Coimbra. pp. 867-873.
- Beaufait, W.R. 1965. Characteristics of backfires and headfires in a pine needle fuel bed. USDA For. Serv. Res. Note INT-39, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Beck, J.A. 1995. Equations for the forest fire behaviour tables for Western Australia. *CALMScience* 1(3): 325-348.
- Beck, J.A. e A.C. Trevitt. 1989. Forecasting diurnal variations in meteorological parameters for predicting fire behaviour. *Can. J. Forest Res.* 19: 791-797.
- Beer, T. 1990. Applied environmetrics meteorological tables. Applied Environmetrics, Balwyn, Victoria.
- Beer, T. 1991a. Bushfire rate-of-spread forecasting: deterministic and statistical approaches to fire modelling. *Journal of Forecasting* 10: 301-317.
- Beer, T. 1991b. The interaction of wind and fire. *Bound.-Lay. Meteorol.* 54: 287-308.
- Beer, T. 1993. The speed of a fire front and its dependence on wind speed. *Int. J. Wildland Fire* 3(4): 193-202.
- Bennett, P.S., e M.R. Kunzmann. 1992. The applicability of generalized fire prescriptions to burning of Madrean evergreen forest and woodland. *Journal of the Arizona-Nevada Academy of Science* 24-25: 79-84.
- Bento, J.S. 1994. Oferta sustentada de material lenhoso de pinheiro bravo. Uma aplicação a nível nacional. Dissertação de Doutoramento, UTAD, Vila Real.
- Berbigier, P., e J.M. Bonnefond. 1995. Measurement and modelling of radiation transmission within a stand of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait). *Ann. Sci. Forest.* 52: 23-42.
- Beukema, S.J., E.D. Reinhardt, W.A. Kurz, e N.L. Crookston. 2000. An overview of the Fire and Fuels Extension to the Forest Vegetation Simulator. *In Proc. from The Joint Fire Science Conf. and Workshop - Crossing the Millennium: Integrating Spatial Technologies and Ecological*

- Principles for a New Age in Fire Management, Neuenschwander, L.F., e K.C. Ryan (Eds.), University of Idaho/IAWF. pp. 80-85.
- Bevins, C.D., e W.C. Fischer. 1983. A computer system for testing fire management prescriptions: part 1 - user's manual. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-155, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Billing, P.R. 1979. Using fire to reduce fuel accumulations after first thinning in radiata pine plantations. Dept. of Conserv. and Environ., Fire Manage. Branch, Res. Rep. No. 4, Victoria.
- Billing, P.R., e J.V. Bywater. 1982. Using fire to reduce aerial fuels in first thinned radiata pine. Dept. of Conserv. and Environ., Fire Manage. Branch. Res. Rep. No. 16, Victoria.
- Blackmarr, W.H. 1972. Moisture content influences ignitability of slash pine litter. USDA For. Serv. Res. Note SE-173, Southeast. For. Exp. Stn, Asheville.
- Blackwell, B., M.C. Feller, e R. Trowbridge. 1992. Conversion of dense lodgepole pine stands in west-central British Columbia into young lodgepole pine plantations using prescribed fire. 1. Biomass consumption during burning treatments. *Can. J. Forest Res.* 22: 572-581.
- Bond, W.J., e B.W. Van Wilgen. 1996. Fire and Plants. Population and Community Biology Series, Kluwer Academic Publishers, New York.
- Booth, G.D., M.J. Niccolucci, e E.G. Schuster. 1994. Identifying proxy sets in multiple linear regression: an aid to better coefficient interpretation. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-470, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Botelho, H.S. 1990. Técnicas de fogo controlado. In A Técnica do Fogo Controlado, Rego, F.C. e H.S. Botelho (Eds.), UTAD, Vila Real. pp. 57-69.
- Botelho, H.S. 1996. Efeitos do fogo controlado em árvores de povoamentos jovens de *Pinus pinaster* Ait. Dissertação de Doutoramento, UTAD, Vila Real.
- Botelho, H.S. e P. Fernandes. 1992. Série fotográfica para a modelação de combustíveis em áreas de pinhal do Norte de Portugal. UTAD, Vila Real.
- Botelho, H., e P. Fernandes. 1999. Manual de uso do fogo na gestão de matos. UTAD, Vila Real.
- Botelho, H., J.A. Vega, P. Fernandes, e F. Rego. 1994. Prescribed fire behavior and fine fuel consumption in Northern Portugal and Galiza maritime pine stands. In Proc. 2nd Int. Conf. on Forest Fire Research, Viegas, D.X. (Ed.), Universidade de Coimbra. pp. 343-353.
- Botelho, H., P. Fernandes, e L. Ruas. 1998a. Modeling *Pinus pinaster* trees damage induced by up-slope wind-driven prescribed fires in Northern Portugal. In Proc. 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology, IAWF. pp. 473-476.
- Botelho, H.S., F.C. Rego, e K.C. Ryan. 1998b. Tree mortality models for *Pinus pinaster* of Northern Portugal. In Proc. 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology, IAWF. pp. 235-240.
- Botelho, H.S., P. Fernandes, e C. Loureiro. 1998c. Growth response of maritime pine (*Pinus pinaster*) trees to high-intensity prescribed fires. In Proc. 3rd International Conf. on Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf., Viegas, D.X. (Ed.), ADAI, University of Coimbra. pp. 1863-1873.
- Boyer, W.D. 1990. Growing-season burns for control of hardwoods in longleaf pine stands. USDA For. Serv. Res. Pap. SO-256, Southern For. Exp. Stn., New Orleans.
- Boyer, W.D., e J.H. Miller. 1994. Effect of burning and brush treatments on nutrient and soil physical properties in young longleaf pine stands. *Forest Ecol. Manage.* 70: 311-318.
- Brackett, D.P., L.G. Arvanitis, J. Brenner, e M. Long. 1997. A high-tech approach to open-burning authorization and wildfire response. *J. Forest.* 95(7): 10-15.

- Bradley, A.F., N.V. Noste, e W.C. Fischer. 1992. Fire ecology of forests and woodlands in Utah. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-287, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Bradley, T., e P. Tueller. 2001. Effects of fire on bark beetle presence on Jeffrey pine in the Lake Tahoe Basin. *Forest Ecol. Manage.* 142: 205-214.
- Bradshaw, L.S., e W.C. Fischer. 1981. A computer system for scheduling fire use - part I: the system. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-91, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Bradshaw, L.S., J.E. Deeming, R.E. Burgan, e J.D. Cohen. 1983. The 1978 National Fire Danger Rating System: technical documentation. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-169, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Bradstock, R.A., e T.D. Auld. 1995. Soil temperatures during experimental bushfires in relation to fire intensity: consequences for legume germination and fire management in south-eastern Australia. *J. Appl. Ecol.* 32: 76-84.
- Bradstock, R.A., e A.M. Gill. 1993. Fire in semi-arid, mallee shrublands: size of flames from discrete fuel arrays and their role in the spread of fire. *Int. J. Wildland Fire* 3(1): 3-12.
- Braun-Blanquet, J., A.R. Pinto da Silva, e A. Rozeira. 1956. Résultats de deux excursions géobotaniques à travers le Portugal septentrional et moyen. II. Chenaies a feuilles caduques (*Quercion occidentale*) et chenaies a feuilles persistantes (*Quercion fagineae*). *Agronomia Lusitana* 18: 167-235.
- Bravo, R.S. 1994. "Path analysis" o análisis de senderos. *In* Analise Estadístico Multivariable, Teoria y Ejercicios. Editorial Paraninfo SA, Madrid. pp. 201-234.
- Britton, C.M., e H.A. Wright. 1971. Correlation of weather and fuel variables to mesquite damage by fire. *J. Range Manage.* 24(2): 136-141.
- Britton, C.M., B.L. Karr, e F.A. Sneva. 1977. A technique for measuring rate of fire spread. *J. Range Manage.* 30(5): 395-397.
- Brockett, B.H., H.C. Biggs, e B.W. Van Wilgen. 2001. A patch mosaic burning system for conservation areas in Southern African savannas. *Int. J. Wildland Fire* 10: 169-183.
- Brown, J.K. 1970. Physical fuel properties of ponderosa pine forest floors and cheatgrass. USDA For. Serv. Res. Note INT-74, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Brown, J.K. 1971. A planar intersect method for sampling fuel volume and surface area. *Forest Sci.* 17(1): 96-102.
- Brown, J.K. 1972. Field test of a rate-of-spread model in slash fuels. USDA For. Serv. Res. Note INT-116, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Brown, J.K. 1981. Bulk densities of nonuniform surface fuels and their application to fire modeling. *Forest Sci.* 27(4): 667-683.
- Brown, J.K. 1982. Fuel and fire behavior prediction in big sagebrush. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-290, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Brown, J.K. 1989. The future of prescribed fire: concerns and knowledge needs. *In* Proc. 10th Conf. on Fire and Forest Meteorology. pp. 89-96.
- Brown, J.K. 2000a. Ecological principles, shifting fire regimes and management considerations. *In* Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2, Rocky Mte. Res. Stn., Fort Collins. pp. 185-203.

- Brown, J.K. 2000b. Introduction and fire regimes. *In* Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2, Rocky Mte. Res. Stn., Fort Collins. pp. 1-8.
- Brown, J.K., e N.V. DeByle. 1987. Fire damage, mortality, and suckering in aspen. *Can. J. Forest Res.* 17: 1100-1109.
- Brown, J.K., e N.V. DeByle. 1989. Effects of prescribed fire on biomass and plant succession in western aspen. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-412, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Brown, J.K., e E.D. Reinhardt. 1991. Predicting and managing fuel consumption in the interior west. *In* Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology. pp. 419-429.
- Brown, J.K., e D.G. Simmerman. 1986. Appraising fuels and flammability in western aspen: a prescribed fire guide. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-205, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Brown, J.K., M.A. Marsden, K.C. Ryan, e E.D. Reinhardt. 1985. Predicting duff and woody fuel consumed by prescribed fire in the northern Rocky Mountains. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-337, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Brown, J.K., E.D. Reinhardt, e W.C. Fischer. 1991. Predicting duff and woody fuel consumption in northern Idaho prescribed fires. *Forest Sci.* 37(6): 1550-1566.
- Bruner, A.D., e D.A. Klebenow. 1979. Predicting success of prescribed fires in pinyon-juniper woodland in Nevada. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-219, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Bryant, F.C., G.K. Launchbaugh, e B.H. Hoerth. 1983. Controlling mature ashe juniper in Texas with crown fires. *J. Range Manage.* 36(2): 165-168.
- Buckley, A.J. 1993. Fuel reducing regrowth forests with a wiregrass fuel type: fire behaviour guide and prescriptions. Dept. of Conserv. and Nat. Res., Fire Manage. Branch, Res. Rep. No. 40, Victoria.
- Buckley, A.J., e N.J. Corkish. 1991. Fire hazard and prescribed burning of thinning slash in eucalypt regrowth forest. Dept. Conserv. and Nat. Res., Fire Manage. Branch, Res. Rep. No. 29, Victoria.
- Budd, G.M., J.R. Brotherhood, A.L. Hendrie, S.E. Jeffery, F.A. Beasley, B.P. Costin, W. Zhien, M.M. Baker, N.P. Cheney, e M.P. Dawson. 1997. Project Aquarius 4. Experimental bushfires, suppression procedures, and measurements. *Int. J. Wildland Fire* 7(2): 99-104.
- Bunting, S.C., H.A. Wright, e W.H. Wallace. 1983. Seasonal variation in the ignition time of redberry juniper in West Texas. *J. Range Manage.* 36(2): 169-171.
- Bunting, S.C., B.M. Kilgore, e C.L. Bushey. 1987. Guidelines for prescribed burning sagebrush-grass rangelands in the Northern Great Basin. USDA For. Serv. Gen. Int. Rep. INT-231, Intermt. Range and Exp. Stn., Ogden.
- Burgan, R.E. 1979. Fire danger/fire behavior computations with the Texas Instruments TI-59 calculator: a user's manual. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-61, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Burgan, R.E. 1987. Concepts and interpreted examples in advanced fuel modeling. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-238, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Burgan, R.E. 1988. 1988 Revisions to the 1978 National Fire-Danger Rating System. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-273, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.

- Burgan, R., e R. Rothermel. 1984. BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system - FUEL subsystem. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-167, Intermt For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Burrows, N.D. 1987a. Fire caused bole damage to jarrah (*Eucalyptus marginata*) and marri (*Eucalyptus calophylla*). Western Australia Dept. of Conserv. and Land Manage. Res. Pap. No. 3. Perth.
- Burrows, N.D. 1987b. The Soil Dryness Index for use in fire control in the South-West of Western Australia. Dept. of Conserv. and Land Manage. Tech. Rep. No. 17. Perth.
- Burrows, N.D. 1990. Seasoned with fire. *Landscape*, Autumn No, 1-5.
- Burrows, N.D. 1991. Rapid estimation of the moisture content of dead *Pinus pinaster* needle litter in the field. *Aust. Forest.* 54(3): 116-119.
- Burrows, N.D. 1994. Experimental development of a fire management model for jarrah (*Eucalyptus marginata* Donn ex Sm.) forest. PhD. thesis, Australian National University, Canberra.
- Burrows, N.D. 1997. Predicting canopy scorch height in jarrah forests. *CALMScience* 2(3): 267-274.
- Burrows, N.D. 1999a. Fire behavior in jarrah forest fuels: 1. Laboratory experiments. *CALMScience* 3(1): 31-56.
- Burrows, N.D. 1999b. Fire behavior in jarrah forest fuels: 2. Field experiments. *CALMScience* 3(1): 57-84.
- Burrows, N.D. 1999c. A soil heating index for interpreting ecological impacts of jarrah forest fires. *Aust. Forest.* 62(4): 320-329.
- Burrows, N.D. 2001. Flame residence times and rates of weight loss of eucalypt forest fuel particles. *Int. J. Wildland Fire* 10: 137-143.
- Burrows, N.D., R.H. Smith, e A.D. Robinson. 1988a. Prescribed burning slash fuels in *Pinus radiata* plantations in Western Australia. Dept. of Conserv. and Land Manage. of West. Australia, Tech. Rep. No. 20, Perth.
- Burrows, N., B. Ward, e A. Robinson. 1988b. Aspects of fire behaviour and fire suppression in a *Pinus pinaster* plantation. Dept. of Conserv. and Land Manage. of West. Aust., Landnote 2/88, Perth.
- Burrows, N.D., Y.C. Woods, B.G. Ward, e A.D. Robinson. 1989. Prescribing low intensity fire to kill wildings in *Pinus radiata* plantations in Western Australia. *Aust. Forest.* 52(1): 45-52.
- Burrows, N., B. Ward, e A. Robinson. 1991. Fire behaviour in spinifex fuels on the Gibson Desert Nature Reserve, Western Australia. *J. Arid Environ.* 20: 189-204.
- Burrows, N., B. Ward, e A. Robinson. 2000. Behaviour and some impacts of a large wildfire in the Gngalara maritime pine (*Pinus pinaster*) plantation, Western Australia. *CALMScience* 3(2): 251-260.
- Butler, B.W., e J.D. Cohen. 1998. Firefighter safety zones: a theoretical model based on radiative heating. *Int. J. Wildland Fire* 8(2): 73-77.
- Byram, G.M. 1948. Vegetation temperature and fire damage in southern pines. *Fire Control Notes* 9: 34-36.
- Byram, G.M. 1958. Some basic thermal processes controlling the effects of fire on living vegetation. USDA For. Serv. Res. Note 114, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Byram, G.M. 1959a. Combustion of forest fuels. In *Forest Fire: Control and Use*, Davis, K.P. (Ed.), McGraw-Hill, New York. pp. 90-123.

- Byram, G.M. 1959b. Uses of fire in forest land management. *In* Forest Fire: Control and Use, Davis, K.P. (Ed.), McGraw-Hill, New York. pp. 494-537.
- Byram, G.M., H.B. Clements, M.E. Bishop, e R.M. Nelson. 1966. Project firemodel: an experimental study of model fires. Final report. USDA For. Serv. Southeast. For. Exp. Stn. Southern Forest Fire Lab, Macon.
- Cabral, M.T., F.C. Rego, e J.M. da Silva. 1986. Efeito do fogo controlado sobre a mesofauna dos solos de pinhal bravo. *In* Actas 1º Congr. Florestal Nacional, Lisboa, SPCF. pp. 164-168.
- Cabral, M.T., L.M. Ruas, e F.C. Rego. 1993a. Estudo comparativo do efeito do fogo controlado sobre o sub-sistema decompositor de povoamentos de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), eucalipto (*Eucalyptus globulus*) e carvalho negral (*Quercus pyrenaica*). I. Decomposição da folhada. *Silva Lusitana* 1(1): 35-45.
- Cabral, M.T., L.M. Ruas, e F.C. Rego. 1993b. Estudo comparativo do efeito do fogo controlado sobre o sub-sistema decompositor de povoamentos de pinheiro bravo (*Pinus pinaster*), eucalipto (*Eucalyptus globulus*) e carvalho negral (*Quercus pyrenaica*). II. Decomposição da celulose. *Silva Lusitana* 1(2): 261-266.
- Cain, M.D. 1984. Height of stem-bark char underestimates flame length in prescribed burns. *Fire Management Notes* 45(1): 17-21.
- Cain, M.D. 1996. Growth expectations from alternative thinning regimes and prescribed burning in naturally regenerated loblolly-shortleaf pine stands through age 20. *Forest Ecol. Manage.* 81: 227-241.
- Cain, M.D., e M.G. Shelton. 2000. Survival and growth of *Pinus echinata* and *Quercus* seedlings in response to simulated summer and winter prescribed burns. *Can. J. Forest Res.* 30: 1830-1836.
- Canfield, R.H. 1941. Application of the line interception method in sampling range vegetation. *J. Forest.* 39: 388-394.
- Caprio, A.C., D.M. Graber. 2000. Returning fire to the mountains: can we successfully restore the ecological role of pre-Euroamerican fire regimes to the Sierra Nevada?. *In* Proc. Wilderness Science in a Time of Change, Cole, D.N. e S.F. McCool (Eds.), RMRS-P-000, Ogden.
- Carcaillet, C., H.N. Barakat, C. Panaiotis, e R. Loisel. 1997. Fire and late-Holocene expansion of *Quercus ilex* and *Pinus pinaster* on Corsica. *J. Veg. Sci.* 8(1): 85-94.
- Carrier, G.F., F.E. Fendell, e M.F. Wolff. 1991. Wind aided fire spread across arrays of discrete fuel elements. 1. Theory. *Combust. Sci. Technol.* 75: 31-51.
- Carrión, J.S., e B. Van Geel. 1999. Fine-resolution Upper Weichselian and Holocene palynological record from Navarrés (Valencia, Spain) and a discussion about factors of Mediterranean forest succession. *Rev. Palaeobot. Palyno.* 106: 209-236.
- Carrión, J.S., B. Van Geel, M. Munuera, e C. Navarro. 1999. Palaeological evidence of pollen sequence in eastern Spain challenges existing concepts of vegetation change. *South African Journal of Science* 95: 44-46.
- Carrión, J.S., C. Navarro, J. Navarro, e M. Munuera. 2000. The distribution of cluster pine (*Pinus pinaster*) in Spain as derived from palaeological data: relationships with phytosociological classification. *Holocene* 10(2): 243-252.
- Carroll, R.J., e D. Ruppert. 1988. Transformation and weighting in regression. Chapman and Hall, New York.

- Castro, J.F., J. Bento, e F. Rego. 1990. Regeneration of *Pinus pinaster* forests after wildfire. In Fire in Ecosystem Dynamics, Proc. 3rd Int. Symp. Fire Ecology, Goldammer, J.G., e M.J. Jenkins(Eds), SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 71-75.
- Castro, E.B., M.C. González, M.C. Tenorio, R.E. Bombín, M.G. Antón, M.G. Fuster, A.G. Manzaneque, F.G. Manzaneque, J.M. Saiz, C.M. Juaristi, P.R. Pajares, e H.S. Ollero. 1997. Los bosques ibéricos, una interpretación geobotánica. Editorial Planeta, S.A., Barcelona.
- Catchpole, E., e W. Catchpole. 1991. Modelling moisture damping for fire spread in a mixture of live and dead fuels. *Int. J. Wildland Fire* 1(2): 101-106.
- Catchpole, W.R., e J. Wheeler. 1992. Estimating plant biomass: a review of techniques. *Aust. J. Ecol.* 17: 121-131.
- Catchpole, E.A., W.R. Catchpole, e R.C. Rothermel. 1993. Fire behaviour experiments in mixed fuel complexes. *Int. J. Wildland Fire* 3: 45-47.
- Catchpole, W.R., E.A. Catchpole, B.W. Butler, R.C. Rothermel, G.A. Morris, e D.J. Latham. 1998a. Rate of spread of free-burning fires in woody fuels in a wind tunnel. *Combust. Sci. and Tech.* 131: 1-37.
- Catchpole, W., R. Bradstock, J. Choate, L. Fogarty, N. Gellie, G. McCarthy, L. McCaw, L., J. Marsden-Smedley, e G. Pearce 1998b. Cooperative development of equations for heathland fire behaviour. In: Proc. 3rd International Conf. on Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf., Viegas, D.X. (Ed.), ADAI, University of Coimbra. pp. 631-645.
- Catchpole, W., R. Bradstock, J. Choate, L. Fogarty, N. Gellie, G. McCarthy, L. McCaw, L., J. Marsden-Smedley, e G. Pearce 1999. Cooperative development of prediction equations for fire behaviour in heathlands and shrublands. In Proc. Australian Bushfire Conf. <http://life.csu.edu.au/bushfire99/papers>.
- Catchpole, W.R., E.A. Catchpole, A.G. Tate, B. Butler, e R.C. Rothermel. 2002. A model for the steady spread of fire through a homogeneous fuel bed. In Proc. IV Int. Conf. on Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit, Viegas, D.X. (Ed.), Millpress Science Publishers, Rotherdam.
- CEMAGREF. 1987. Guide technique du forestier mediterraneén français. CEMAGREF, Aix-en-Provence.
- Chandler, C., P. Cheney, P. Thomas, L. Trabaud e D. Williams. 1983. Fire in Forestry. John Wiley & Sons, New York.
- Changxiang, L., P.A. Harcombe, e R.G. Knox. 1997. Effects of prescribed fire on the composition of woody plant communities in southeastern Texas. *J. Veg. Sci.* 8: 495-504.
- Chappell, C.B., e J.K. Agee. 1996. Fire severity and tree seedling establishment in *Abies magnifica* forests, southern Cascades, Oregon. *Ecol. Appl.* 6(2): 628-640.
- Chatto, K. e K. Tolhurst. 1997. The development and testing of the Wiltronics T-H Fine Fuel Moisture Meter. Dept. of Natur. Res. and Environ., Fire Manage. Branch, Res. Rep. no. 46, CFTT-Creswick Res. Stn.
- Chen, K., R. Blong, e C. Jacobson. 2001. MCE-RISK: integrating multicriteria evaluation and GIS for risk decision-making in natural hazards. *Environ. Modell. Softw.* 16: 387-397.
- Cheney, N.P. 1978. Guidelines for fire management on forested watersheds based on Australian experience. FAO Conservation Guide 4, Rome.

- Cheney, N.P. 1981. Fire behaviour. *In Fire and the Australian Biota*, Gill, A.M., R.H. Groves, e I.R. Noble (Eds.), Australian Academy of Science, Canberra. pp. 151-175.
- Cheney, N.P. 1990. Quantifying bushfires. *Math. Comput. Model.* 13(12): 9-15.
- Cheney, N.P., e J.S. Gould. 1995a. Separating fire spread prediction and fire danger rating. *CALMScience Supplement 4*: 3-8.
- Cheney, N.P., e J.S. Gould. 1995b. Fire growth in grassland fuels. *Int. J. Wildland Fire* 5(4): 237-247.
- Cheney, N.P., e J.S. Gould. 1997. Fire growth and acceleration. *Int. J. Wildland Fire* 7(1): 1-5.
- Cheney, N.P., J.S. Gould, e I. Knight. 1992. A prescribed burning guide for young regrowth forests of silvertop ash. Forestry Commission of New South Wales, Res. Div., Res. Pap. No. 16, Beecroft.
- Cheney, N.P., J.S. Gould, e W.R. Catchpole. 1993. The influence of fuel, weather and fire shape variables on fire-spread in grasslands. *Int. J. Wildland Fire* 3(1): 31-44.
- Cheney, N.P., J.S. Gould, e W.R. Catchpole. 1998a. Prediction of fire spread in grasslands. *Int. J. Wildland Fire* 8(1): 1-13.
- Cheney, N.P., J.S. Gould, e L. McCaw. 1998b. Project Vesta: research initiative into the effects of fuel structure and fuel load on behaviour of wildfires in dry eucalypt forest. *In Proc. 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology, IAWF.* pp. 375-378.
- Chrosiewicz, Z. 1989a. Prediction of forest-floor moisture content on jack pine cutovers. *Can. J. Forest Res.* 19: 239-243.
- Chrosiewicz, Z. 1989b. Prediction of forest-floor moisture content under diverse jack pine canopy conditions. *Can. J. Forest Res.* 19: 239-243.
- Chuvieco, E., e J. Salas. 1996. Mapping the spatial distribution of forest fire danger using GIS. *Int. J. Geographical Information Systems* 10(3): 333-345.
- Clark, R.G., H.A. Wright, e F.H. Roberts. 1985. Threshold requirements for fire spread in grassland fuels. *In Proc. Symp. Rangeland Fire Effects*, Sanders, K. e J. Durham (Eds.), BLM/University of Idaho, Boise. pp. 27-32.
- Clinton, B.D., J.M. Vose, W.T. Swank, E.C. Berg, e D.L. Loftis. 1998. Fuel consumption and fire characteristics during understory burning in a mixed white pine hardwood stand in the southern Appalachians. USDA For. Serv. Res. Pap. SRS-12, South. Res. Stn., Asheville.
- CNIG (Centro Nacional de Informação Geográfica). 1995. Relatório do projecto piloto de produção de cartografia de risco de incêndio florestal. CNIG, Cartas de Risco de Incêndio Florestal, Lisboa.
- Cohen, J.D. 1985. Should the 1978 National Fire-Danger Rating System be updated: a technical comparison to fire behavior prediction. *In Proc. 8th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Society of American Foresters. pp. 163-168.
- Cohen, J.D., e J.E. Deeming. 1985. The National Fire-Danger Rating System: basic equations. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-82, Pacific Southwest For. and Range Exp. Stn., Berkeley.
- Coleman, J.R., e A.L. Sullivan. 1996. A real-time computer application for the prediction of fire spread across the Australian landscape. *Simulation* 67(4): 230-240.
- Countryman, C.M. 1983. Ignition of grass fuels by cigarettes. *Fire Management Notes* 44(3): 3-7.

- Crock, M.J. 1985. The evaluation of predictive fire behavior models for exotic pine plantations in South-eastern Queensland. Bachelor of Science thesis, School of Australian Environmental Studies, Griffith University.
- Crow, A.B., C.L. Shilling. 1990. Use of prescribed burning to enhance southern pine timber production. *Sout. J. Appl. For.* 4(1): 15-18.
- Cruz, M.G., e D.X. Viegas. 2001. Caracterização do comportamento do fogo em complexos combustíveis comuns na região centro de Portugal. *Silva Lusitana* 9(1): 13-34.
- CSIRO. 1997. The CSIRO Grassland Fire Danger and Fire Spread Meters. <http://www.ffp.csiro.au/nfm/fbm/grassmet.html>.
- Cunningham, C.A., M.J. Jenkins, e D.W. Roberts. 1998. Bark beetle activity in Douglas-fir, *Pseudotsuga menziesii* var. *glauca* (Mirb.) Franco, following the 1994 Beaver mountain fire. In Proc. of the 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 1477-1493.
- Curry, J.R., e W.L. Fons. 1938. Rate of spread of surface fires in the ponderosa pine type of California. *J. Agric. Res.* 57(4): 239-268.
- Dagorne, A., Y. Duché, J.M. Castex, e J.Y. Ottavi. 1994. Protection des forêts contre l'incendie & système d'information géographique. *Forêt Méditerranéenne* 15(4): 409-420.
- Dahlberg, A., J. Schimmel, A.F. Taylor, e H. Johannesson. 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intensity. *Biol. Conserv.* 100: 151-161.
- Daligault, O. 1991. Caracteristiques physiques des aiguilles de pin. INRA, Lab. Rech. Forest. Méditerran., Doc. PIF9112, Avignon.
- Daveau, S. 1988. Progressos recentes no conhecimento da evolução holocénica da cobertura vegetal em Portugal e nas regiões vizinhas. *Finisterra* 23(45): 101-115.
- Davis, K.P. 1959. Uses of fire in forest land management. In *Forest Fire Control and Use*, Davis, K.P. (Ed.), McGraw-Hill, New York. pp. 494-506.
- Delaveaud, P. 1981. Le feu, outil sylvicole? Utilisation pratique des données de combustibilité. Mém. 3eme année, École Nationale des Ingénieurs des Travaux des Eaux et Forêts / INRA, Avignon.
- de Mestre, N.J., E. Catchpole, D. Anderson, e R. Rothermel. 1989. Uniform propagation of a planar fire front without wind. *Combust. Sci. Technol.* 65: 231-244.
- de Ronde, C. 1982. The resistance of *Pinus* species to fire damage. *S. Afr. Forest. J.* 122: 22-25.
- de Ronde, C. 1983. Controlled burning in pine stands in the Cape: the influence of crown scorch on tree growth and litterfall. *S. Afr. Forest. J.* 123: 39-41.
- de Ronde, C. 1988. Preliminary investigations in the use of fire as a management technique in plantation ecosystems of the Cape province. MSc. thesysis, University of Durban.
- de Ronde, C., J.G. Goldammer, D. Wade, e R.V. Soares. 1990. Prescribed fire in industrial pine plantations. In *Fire in the Tropical Biota: Ecosystem Processes and Global Challenges*, Goldammer, J. (Ed.), Springer-Verlag, Berlin. pp. 216-272.
- DeBano, L.F. 1991. The effect of fire on soil properties. In Proc. - Management and Productivity of Western-Montane Forest Soils, Harvey, A.E., e L.F. Neuenschwander (Compil.), USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-280, Intermt. Res. Stn, Ogden. pp. 151-156.

- Deeming, J.E., R.E. Burgan, e J.D. Cohen. 1977. The National Fire-Danger Rating System - 1978. USDA For. Serv. Intermt. For. and Range Exp. Gen. Tech. Rep. INT-39, Ogden.
- Dickinson, M.B., e E.A. Johnson. 2001. Fire effects on trees. *In* Forest Fires Behavior and Ecological Effects, Johnson, E.A., e K. Miyanishi (Eds.), Academic Press, San Diego. pp.477-525.
- Dixon, W.N., J.A. Corneil, R.C. Wilkinson, e J.L. Foltz. 1984. Using stem char to predict mortality and insect infestation of fire-damaged slash pines. *South. J. Appl. Forest.* 8(2): 85-88.
- Drewa, P., W.J. Platt, e B. Moser. 2002. Fire effects on resprouting of shrubs in headwaters of southeastern longleaf pine savannas. *Ecology* 83(3): 755-767.
- Duhoux, F. 1994. Sensibilites de plusieurs especes arborees mediterraneennes aux stress thermiques et prediction de la mortalite apres incendie du pin d'alep et du pin pignon. Mémoire de fin d'études, ETSIPA/INRA, Lab. Rech. Forest. Mediter., PIF, Avignon.
- Dupuy, J.L. 1995. Slope and fuel load effects on fire behaviour: laboratory experiments in pine needles fuel beds. *Int. J. Wildland Fire* 5(3): 153-164.
- Dupuy, J.L. 1999. An analysis of semi-empirical and physical models for fire spread in wildland fuels. *In* Wildfire Management, Proc. of the Advanced Study Course, Eftichidis, G., P. Balabanis, e A. Ghazi (Eds.), Algosystems S.A., Athens. pp. 419-438.
- Dupuy, J.L., e M. Larini. 1999. Fire spread through a porous forest fuel bed: a radiative and convective model including fire-induced flow effects. *Int. J. Wildland Fire* 9(3): 155-172.
- Einfield, W., D.E. Ward, e C. Hardy. 1991. Effects of fire behavior on prescribed fire smoke characteristics: a case study. *In* Global Biomass Burning: Atmospheric, Climatic, and Biospheric Implications, Levine, J.S. (Ed.), MIT Press, Cambridge. pp. 412-420.
- Elvira, L.M., e C. Hernando. 1989. Inflamabilidad y energia de las especies de sotobosque (estudio piloto con aplicación a los incendios forestales). Monografias INIA nº 68, MAPA, Madrid.
- Escudero, A., S. Barrero, e J.M. Pita. 1997. Effects of high temperatures and ash on seed germination of two Iberian pines (*Pinus nigra* ssp. *salzmannii*, *P. sylvestris* var. *iberica*). *Ann. Sci. Forest.* 54: 553-562.
- Escudero, A., M.V. Sanz, J.M. Pita, e F. Pérez-García. 1999. Probability of germination after heat treatment of native Spanish pines. *Ann. Forest Sci.* 56: 511-520.
- Escudero, A., Y. Núñez, e F. Pérez-García. 2000. Is fire a selective force of seed size in pine species? *Acta Oecol.* 21(4-5): 245-256.
- Fabião, A.M.D. 1987. Árvores e florestas. Col. Euroagro, Publ. Europa-América, Mem Martins.
- Fahnestock, G.R., e R.C. Hare. 1964. Heating of tree trunks in surface fires. *J. Forest.* 62: 799-805.
- Farrar, R.M. 1998. Prescribed burning in selection stands of southern pine: current practice and future promise. *In* Fire in Ecosystem Management: Shifting the Paradigm from Suppression to Prescription, Pruden, T.L. e L.A. Brennan (Eds.), Tall Timbers Fire Ecology Conf. Proc., No. 20, Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 151-160.
- Feller, M.C. 1998. The influence of fire severity, not fire intensity, on understory vegetation biomass in British Columbia. *In* Proc. of the 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology, IAWF. pp. 335-348.
- Fernandes, M.P. 2001. Planeamento da gestão de combustíveis no Perímetro Florestal da Serra do Marão. Rel. Final de Estágio, Lic.^a em Eng^a Florestal, UTAD, Vila Real.

- Fernandes, P.M. 1991. Caracterização do combustível florestal em ecossistemas de *Pinus pinaster* Ait.: aplicação do Sistema BEHAVE. Rel. Final de Estágio, Lic.^a em Eng^a Florestal, UTAD, Vila Real.
- Fernandes, P. 1997a. O uso da técnica do fogo controlado: porquê, quando e como. *Revista Florestal* 10(1): 70-78.
- Fernandes, P. 1997b. Caracterização do combustível e do comportamento do fogo em comunidades arbustivas do Norte de Portugal. Dissertação de Mestrado, UTAD, Vila Real.
- Fernandes, P.M. 1998. Fire spread modelling in Portuguese shrubland. *In Proc. 3rd Intern. Conf. Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf.*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 611-628.
- Fernandes, P.M. 2001. Fire spread prediction in shrub fuels in Portugal. *Forest Ecol. Manage.* 144: 67-74.
- Fernandes, P.M., e F.C. Rego. 1998a. A new method to estimate fuel surface area-to-volume ratio using water immersion. *Int. J. Wildland Fire* 8(3): 121-128.
- Fernandes, P.M. e F.C. Rego. 1998b. Changes in fuel structure and fire behaviour with heathland aging in Northern Portugal. *In Proc. 13th Conf. Fire and Forest Meteorology, IAWF.* pp. 433-436.
- Fernandes, P.M., e F.C. Rego. 1998c. Equations for estimating fuel load in shrub communities dominated by *Chamaespartium tridentatum* and *Erica umbellata*. *In Proc. 3rd Intern. Conf. Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf.*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 2553-2564.
- Fernandes, P.M., L. Ribeiro, H.S. Botelho, e A.P. Rodrigues. 1998. Short-term recovery of *Erica australis* shrubland in NE Portugal after prescribed burning. *In Proc. 3rd Intern. Conf. Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf.*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 1853-1862.
- Fernandes, P., H. Botelho, e J. Bento. 1999. Prescribed fire to reduce wildfire hazard: an analysis of management burns in Portuguese pine stands. *In Proc. Intern. Symp. Forest Fires: Needs & Innovations*, CINAR S.A., Athens, pp. 360-364.
- Fernandes, P.M., W.R. Catchpole, e F.C. Rego. 2000a. Shrubland fire behaviour modelling with microplot data. *Can. J. Forest Res.* 30: 889-899.
- Fernandes, P.M., L.M. Ruivo, P.C. Gonçalves, F.C. Rego, S. da Silveira. 2000b. Dinâmica da combustibilidade nas comunidades vegetais da Reserva Natural da Serra da Malcata. *In Livro de Actas Congr. Ibérico de Fogos Florestais*, ESAC, Castelo Branco. pp. 177-185.
- Fernandes, P., C. Loureiro, H. Botelho, A. Ferreira, e M. Fernandes. 2002a. Avaliação indirecta da carga de combustível em pinhal bravo. *Silva Lusitana* 10(1): 73-90.
- Fernandes, P., H. Botelho, e C. Loureiro. 2002b. Manual de formação para a técnica do fogo controlado. UTAD, Vila Real.
- Figueiral, I. 1995. Charcoal analysis and the history of *Pinus pinaster* (cluster pine) in Portugal. *Rev. Palaeobot. Palyno.* 89: 441-454.
- Finney, M.A. 1994. Modeling the spread and behaviour of prescribed natural fires. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Society of American Foresters. pp. 138-143.
- Finney, M.A. 1998. FARSITE: Fire Area Simulator - model development and evaluation. USDA For. Serv. Res. Pap. RMRS-RP-4, Rocky Mte. Res. Stn., Ogden.

- Finney, M.A. 2000. Spatial patterns of fuel treatments and some effects on fire growth and behaviour. *In* Crossing the Millenium: Integrating Spatial Technologies and Ecological Principles for a New Age in Fire Management, University of Idaho/IAWF. pp. 127-136.
- Finney, M.A. 2001. Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Sci.* 47(2): 219-228.
- Finney, M.A., e R.E. Martin. 1991. PREFEX: a prescribed fire effects expert system for Central Sierra Nevada vegetation. *In* Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology, Andrews, P.L., e D.F. Potts (Eds.), SAF Pub. 91-04. pp. 325-327.
- Finney, M.A., e R.E. Martin. 1992. Calibration and field testing of passive flame height sensors. *Int. J. Wildland Fire* 2(3): 115-122.
- Finney, M.A., e R.E. Martin. 1993a. Modeling effects of prescribed fire on young-growth coast redwood trees. *Can. J. Forest Res.* 23: 1125-1135.
- Finney, M., e R. Martin. 1993b. Fuel loading, bulk density, and depth of forest floor in coast redwood stands. *Forest Sci.* 39(3): 617-622.
- Finney, M.A., D.B. Sapsis, e B. Bahro. 1997. Use of FARSITE for simulating fire suppression and analyzing fuel treatment economics. *In* Proc. Symp. Fire in California Ecosystems: Integrating Ecology, Prevention, and Management.
- Fischer, W.C. 1978. Planning and evaluating prescribed fires - a standard procedure. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-43, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Fischer, W.C., M. Miller, C.M. Johnston, J.K. Smith, D.G. Simmerman, e J.K. Brown. 1996. Fire Effects Information System: user's guide. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-327, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Flannigan, M.D., B.J. Stocks, e B.M. Wotton. 2000. Climate change and forest fires. *Sci. Tot. Environ.* 262: 221-229.
- Fogarty, L.G. 1996. Two rural/urban interface fires in the Wellington suburb of Karori: assessment of associated burning conditions and fire control strategies. New Zealand For. Res. Inst. For. and Rur. Fire Scie. and Tech, Ser. Rep. No. 1, Rotorua.
- Fogarty, L.G., e H.G. Pearce. 1995. Forest and rural fire research in New Zealand. NRFA/NZFRI Fire Technology Transfer Note No. 6, Wellington.
- Fogarty, L.G., H.G. Pearce, W.R. Catchpole, e M.E. Alexander. 1998. Adoption vs. adaptation: lessons from applying the Canadian Forest Fire Danger Rating System in New Zealand. *In* Proc. 3rd Int. Conf. on Forest Fire Research & 14th Conf. on Fire and Forest Meteorology, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 1011-1028.
- Fonda, R.W. 2001. Burning characteristics of needles from eight pine species. *Forest Sci.* 47(2): 390-396.
- Fons, W.L. 1946. Analysis of fire spread in light forest fuels. *J. Agric. Res.* 72(13): 93-121.
- Fontúrbel, M.T., J.A. Vega, S. Bara, e I. Bernardez. 1995. Influence of prescribed burning of pine stands in NW Spain on soil microorganisms. *Eur. J. Soil Biol.* 31(1): 13-20.
- Forestry Canada Fire Danger Group. 1992. Development and structure of the Canadian Forest Fire Behavior Prediction System. For. Can. Inf. Rep. ST-X-3, Ottawa.
- Fourty, T. 1993. Comportement du feu dans *Quercus coccifera*: analyse en composantes principales. INRA, Lab. Rech. Forest. Méditer., Doc. PIF9303, Avignon.

- Fox, M.D., e B.J. Fox. 1987. The role of fire in the scleromorphic forests and shrublands of eastern Australia. *In* The Role of Fire in Ecological Systems, Trabaud, L. (Ed.), SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 23-48.
- Frandsen, W.H. 1971. Fire spread through porous fuels through the conservation of energy. *Combust. Flame* 16: 9-16.
- Frandsen, W.H. 1983. Modeling big sagebrush as a fuel. *J. Range Manage.* 36(5): 596-600.
- Frandsen, W.H. 1997. Ignition probability of organic soils. *Can. J. Forest Res.* 27: 1471-1477.
- Frandsen, W.H., e K.C. Ryan. 1986. Soil moisture reduces belowground heat flux and soil temperatures under a burning fuel pile. *Can. J. Forest Res.* 16: 244-248.
- Frandsen, W.H., e R.D. Schuette. 1978. Fuel burning rates of downward versus horizontally spreading fires. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-214, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Franklin, J., A. Syphard, D. Mladenoff, H. He, D. Simons, R. Martin, D. Deutschman, e J. O'Leary. 2001. Simulating the effects of different fire regimes on plant functional groups in Southern California. *Ecol. Model.* 142: 261-283.
- Freitas, H. 1995. Efeitos do fogo nos processos regenerativos do *Pinus pinaster*. Rel. Fin. de estágio da Lic. em Eng^a Florestal, UTAD, Vila Real.
- Froelich, R.C., C.S. Hodges, S.S. Sackett. 1978. Prescribed burning reduces severity of annosus root rot in the south. *Forest Sci.* 24(1): 93-100.
- Fulé, P.Z., W. Covington, H. Smith, J. Springer, T. Heinlein, K. Huisinga, e M. Moore. 2002. Comparing ecological restoration alternatives: Grand Canyon, Arizona. *Forest Ecol. Manage.* 170: 19-41.
- Furman, R.W. 1979. Using fire weather data in prescribed fire planning: two computer programs. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-63, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins.
- Galley, K., e T. Wilson (Eds.). 2001. Proceedings of the Invasive Species Workshop: the Role of Fire in the Control and Spread of Invasive Species. Fire Conference 2000: the 1rst Nation. Cong. on Fire Ecology, Prevention, and Management. Misc. Publ. No. 11, Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee.
- Gauthier, S., Y. Bergeron, e J.P. Simon. 1993. Cone serotiny in jack pine: ontogenetic, positional, and environmental effects. *Can. J. Forest Res.* 23: 394-401.
- Gauthier, S., Y. Bergeron, e J.P. Simon. 1996. Effects of fire regime on the serotiny level of jack pine. *J. Ecol.* 84: 539-548.
- Gelobter, A., D. Weise, e J. Regelbrugge. 1998. Preliminary comparison of actual and predicted fire spread on a chaparral landscape. *In* Proc. 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology, IAWF. pp. 203-208.
- Georgia Forestry Commission. 1990. Recommended best management practices for forestry in Georgia. Macon.
- Gignoux, J., J. Clobert, e J.C. Menaut. 1997. Alternative fire resistance strategies in savanna trees. *Oecologia* 110: 576-583.
- Gill, A.M., e P.H.R. Moore. 1992. Tree damage. *In* A Prescribed Burning Guide for Young Regrowth Forests of Silvertop Ash. Forestry Commission of New South Wales, Res. Div., Res. Pap. No. 16. Beecroft. pp. 31-42.

- Gill, A.M., e P.H.R. Moore. 1994. Some ecological research perspectives on the disastrous Sydney fires of January 1994. *In Proc. 2nd Intern. Conf. Forest Fire Research*, University of Coimbra, pp. 63-72.
- Gill, A.M., e P.H.R. Moore. 2002. Fire situation in Australia. *International Forest Fire News* 26: 2-8.
- Gill, A.M., W.S. Trollope, e D.A. McArthur. 1978. Role of moisture in the flammability of natural fuels in the laboratory. *Aust. Forest. Res.* 8: 199-208.
- Gill, A.M., D.D. Burrows, e R.A. Bradstock. 1995. Fire modelling and fire weather in an Australian desert. *CALMScience* 4: 29-34.
- Gillon, D., V. Gomendy, C. Houssard, J. Marechal, e J.C. Valette. 1995. Combustion and nutrient losses during laboratory burns. *Int. J. Wildland Fire* 5(1):1-12.
- Gillon, D., C. Houssard, J.C. Valette, e E. Rigolot. 1999. Nitrogen and phosphorus cycling following prescribed burning in natural and managed Aleppo pine forests. *Can. J. Forest Res.* 29: 1237-1247.
- Goldammer, J. G. 1982. Controlled burning for stabilizing pine plantations. *In Proc.Semin. Forest Fire Prevention and Control*, Nijhoff/Junk, The Hague. pp. 199-207.
- Goldammer, J.G. 1998. History of fire in land-use systems of the Baltic region: implications on the use of prescribed fire in forestry, nature conservation and landscape management. *In Proc. 1rst Baltic Conf. Forest Fires*, Goldammer, J.G., e T. Karlikowski (Eds.), SPB Academic Publishing, The Hague.
- Gonçalves, D. 1985. Contribuição para o estudo do clima da bacia superior do rio Sabor. Dissertação de Doutoramento, IUTAD, Vila Real.
- Goodrick, S., e J. Brenner. 2000. Florida's Fire Management Information System. *In Proc. from The Joint Fire Science Conf. and Workshop - Crossing the millennium: Integrating Spatial Technologies and Ecological Principles for a New Age in Fire Management*, Neuenschwander, L.F., e K.C. Ryan (Eds.), University of Idaho/IAWF. pp. 3-12.
- Gould, J.S. 1991. Validation of the Rothermel fire spread model and related fuel parameters in grassland fuels. *In Proc. Conf. on Bushfire Modelling and Fire Danger Rating Systems*, Cheney, N.P., e A.M. Gill (Eds.), CSIRO Australia. pp. 51-64.
- Gould, J.S. 1993. Evaluation of McArthur's control burning guide in regrowth *Eucalyptus sieberi* forest. *Aust. Forest.* 57: 86-93.
- Gould, J.S., I. Knight, e A.L. Sullivan. 1997. Physical modelling of leaf scorch height from prescribed fires in young *Eucalyptus sieberi* regrowth forests in South-eastern Australia. *Int. J. Wildland Fire* 7(1): 7-20.
- Gould, J.S., N.P. Cheney, e L. McCaw. 2001. Project Vesta - research into the effects of fuel structure and fuel load on behaviour of moderate to high-intensity fires in dry eucalypt forest: progress report. *In Bushfires 2001 Conf.*
- Gouma, V., e A. Chronopoulou-Sereli. 1998. Wildland fire danger zoning — a methodology. *Int. J. Wildland Fire* 8(1): 37-43.
- Grabner, K.W., J.P. Dwyer, e B.E. Cutter. 2001. Fuel model selection for BEHAVE in midwestern oak savannas. *North. J. Appl. Forest.* 18(3): 74-80.
- Granström, A. 2001. Fire management for biodiversity in the European boreal forest. *Scand. J. Forest. Res. Suppl.* 3: 62-69.

- Green, L. 1981. Burning by prescription in chaparral. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-51, Pacific Southwest For. and Range Exp. Stn., Berkeley.
- Griffiths, D. 1999. Improved formula for the drought factor in McArthur's forest fire danger meter. *Aust. Forest.* 62(2): 202-206.
- Gruell, G.E., J.K. Brown, e C.L. Bushey. 1986. Prescribed fire opportunities in grasslands invaded by Douglas-fir: state-of-the-art guidelines. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-198, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Gutsell, S.L., e E.A. Johnson. 1996. How fire scars are formed: coupling a disturbance process to its ecological effect. *Can. J. Forest Res.* 26: 166-174.
- Haase, S.M., e S.S. Sackett. 1998. Effects of prescribed fire in giant sequoia-mixed conifer stands in Sequoia and Kings Canyon National Parks. *In Fire in Ecosystem Management: Shifting the Paradigm from Suppression to Prescription*, Tall Timbers Fire Ecology Conf. Proc., No. 20, Pruden, T.L., e L.A. Brennan (Eds.), Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 236-243.
- Haines, T.K., e D.A. Cleaves. 1999. The legal environment for forestry prescribed burning in the south: regulatory programs and voluntary guidelines. *South. J. Appl. Forest.* 16(3): 170-174.
- Haines, T.K., J. Martinez, e D.A. Cleaves. 1998. Influences on prescribed burning activity in the United States national forest system. *International Forest Fire News* 19: 43-46.
- Hanson, H.P., M. Bradley, J. Bossert, R. Linn, e L. Younker. 2000. The potential and promise of physics-based wildfire simulation. *Environ. Sci. Policy* 3: 161-172.
- Hare, R.C. 1961. Heat effects on living plants. USDA For. Serv. Occas. Pap. 183, South. For. Exp. Stn., Asheville.
- Hare, R.C. 1965. Contribution of bark to fire resistance of southern trees. *J. Forest.* 63: 248-251.
- Hargrove, W.W., R.H. Gardner, M.G. Turner, W.H. Romme, e D.G. Despain. 2000. Simulating fire patterns in heterogeneous landscapes. *Ecol. Model.* 135: 243-263.
- Harmon, M.E. 1984. Survival of trees after low-intensity surface fires in Great Smoky Mountains National Park. *Ecology* 65(3): 796-802.
- Harrington, M.G. 1986. Comparison of forest floor depth to loading relationships from several Arizona ponderosa pine stands. USDA For. Serv. Res. Note RM-463, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins.
- Harrington, M.G. 1987a. Predicting reduction of natural fuels by prescribed burning under ponderosa pine in southeastern Arizona. USDA For. Serv. Res. Note RM-472, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins.
- Harrington, M.G. 1987b. Ponderosa pine mortality from spring, summer, and fall crown scorching. *West.J. Appl Forest.* 2(1): 14-16.
- Harrington, M.G. 1993. Predicting *Pinus ponderosa* mortality from dormant season and growing season fire injury. *Int. J. Wildland Fire* 3(2): 65-72.
- Hartford, R.A., e W.H. Frandsen. 1992. When it's hot, it's hot ... or maybe it's not! (surface flaming may not portend extensive soil heating). *Int. J. Wildland Fire* 2(3): 139-144.
- Hawkes, B.C. 1986. Micro-plot approach to prescribed fire effects research. *In Proc. Symp. Prescribed Burning in the Midwest: State of the Art.* pp. 45-53.
- Hawkes, B.C., e B.D. Lawson. 1983. Documentation of prescribed fire behaviour and effects on forest fuels. *In Proc. Symp. Prescribed Fire - Forest Soils*, Trowbridge, R.L., e A. Macadam (Eds.), Province of British Columbia, Ministry of Forests. pp. 93-114.

- Hawkes, B.C., e B.D. Lawson. 1986. Prescribed fire decision-aids in British Columbia: current status and future developments. *In* Northwest Forest Fire Council, panel on research: state of the art and future needs.
- Hawkes, B., J. Beck, e W. Sahle. 1998. A wildfire threat rating system for the McGregor model forest. *In* Proc. 13th Conf. Fire and Forest Meteorology, IAWF. pp. 149-160.
- Hély, C., M. Flannigan, Y. Bergeron, e D. McRae. 2001. Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two fire behavior prediction systems. *Can. J. Forest Res.* 31: 430- 441.
- Hengst, G.E., e J.O. Dawson. 1994. Bark properties and fire resistance of selected tree species from the central hardwood region of North America. *Can. J. Forest Res.* 24: 688-696.
- Hernando, C., e M. Guijarro. 1997. Uso del fuego prescrito para la prevención de incendios forestales en masas de *Pinus pinaster* Ait. *In* Libro de Actas – Protección de los Sistemas Forestales y Conservación de la Biodiversidad, Cong. Forestal Hispano Luso & II Cong. Forestal Espanol, Puertas, F. e M. Rivas (Eds.). pp. 190-196.
- Hernando, C., e M. Guijarro. 1998. Temperature regime in *Pinus pinaster* and *P. halepensis* trunks. *In* Proc. 3rd Intern. Conf. Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf., Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 801-813.
- Hernando, C., M. Guijarro, e J.A. Santos. 1995. Determinación de la relación superficie/volumen de las acículas muertas. *Invest. Agr.: Sist. Recur. For.* 4(1): 73-85.
- Hernando, C., M. Guijarro, e C. Díez. 2000. Régimen térmico en troncos de *Pinus pinaster*: aplicación a las quemas prescritas. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 9: 75-89.
- Higgins, K.F., A.D. Kruse, e J.L. Piehl. 1989. Prescribed burning guidelines in the Northern Great Plains. U.S. Fish and Wildlife Serv., Coop. Extension Serv., South Dakota State University, USDA EC 760.
- Hirsch, K.G. 1996. Canadian Forest Fire Behavior Prediction (FBP) System: user's guide. Nat. Res. Can., Can. For. Serv. Northwest Reg. North. For. Cent. Spec. Rep. 7, Edmonton.
- Hirsch, K.G., e Martell, D.L., 1996. A review of initial attack fire crew productivity and effectiveness. *Int. J. Wildland Fire* 6(4): 199-215.
- Hirsch, K.G., J.A. Hoskins, e W.D. Hoskins. 1994. An interactive training and reference program for the Canadian Forest Fire Behavior Prediction System. *In* Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology, SAF Pub. 94-02, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 179-186.
- Hobbs, R.J., e C.H. Gimingham. 1984. Studies on fire in Scottish heathland communities. I. Fire characteristics. *J. Ecol.* 72: 223-240.
- Hodgkinson, K.C. 1998. Sprouting success of shrubs after fire: height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* 115: 64-72.
- Hopkins, A.J.M. 1985. Planning the use of fire on conservation lands in south-west Australia. *In* Fire Ecology and Management in Western Australian Ecosystems, Ford, J.R. (Ed.), WAIT Environmental Studies Group Rep. No. 14. pp. 203-208.
- Hough, W.A. 1968. Fuel consumption and fire behavior of hazard reduction burns. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-36, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Hough, W.A. 1978. Estimating available fuel weight consumed by prescribed fires in the South. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-187, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.

- Hough, W.A. 1981. Impact of prescribed fire on understory and forest floor nutrients. USDA For. Serv. Res. Note SE-363, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Hough, W.A., e F.A. Albini. 1978. Predicting fire behavior in palmetto-galberry fuel complexes. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-174, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Hungerford, R.D. 1989. Modeling the downward heat pulse from fire in soils and in plant tissue. *In Proc. 10th Conf. Fire and Forest Meteorology*. pp. 148-154.
- Hungerford, R.D., M.G. Harrington, W.H. Frandsen, K.C. Ryan, e G.J. Niehoff. 1991. Influence of fire on factors that affect site productivity. *In Proc. - Management and Productivity of Western-Montane Forest soils*, Harvey, A.E., e L.F. Neuenschwander (Comps.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-280, Intermt. Res. Stn., Ogden. pp. 32-50.
- Hungerford, R.D., K.C. Ryan, e J.J. Reardon. 1994. Duff consumption: new insights from laboratory burning. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology Southeastern For. Exp. Stn. Asheville*. pp. 472-476.
- Hunt, S.M. e M.J. Crock. 1987. Fire behaviour modelling in exotic pine plantations: testing the Queensland Department of Forestry 'Prescribed Burning Guide Mk III'. *Aust. Forest. Res.* 17: 179-189.
- Huntley, B. 1990. European vegetation history: palaeovegetation maps from pollen data - 13000 yr BP to present. *J. Quaternary Sci.* 5(2): 103-122.
- ICONA. 1982. Manual de prediccion del peligro de incendios forestales. Min. Agric., Pesca y Aliment., Int. Nac. Conserv. Natur. Madrid.
- Jackson, J.F., D.C. Adams, e U.B. Jackson. 1999. Allometry of constitutive defense: a model and a comparative test with tree bark and fire regime. *Am. Nat.* 153(6): 614-632.
- James, S.G. 1999. Evaluation of the effectiveness of prescribed burning: a simple methodology for post-burn assessment of the achievement of fire management objectives. *In Proc. Australian Bushfire Conf.* <http://life.csu.edu.au/bushfire99/papers>.
- Jean, F. 1992. Modelisation du comportement du feu: influence de la pente et de la charge d'une litiere d'aiguilles de pin maritime. INRA, Dept. Rech. Forest., Stn. Sylv. Méditer., Doc. PIF9205, Avignon.
- Jin, J.Z., e D.J. McRae. 1998. Prescribed fire excursion index: a comprehensive index for predicting prescribed fire excursions. *In Proc. 13th Conf. Fire and Forest Meteorology, IAWF*. pp. 509-515.
- Johansen, R.W. 1987. Ignition patterns and prescribed fire behavior in southern pine stands. Georgia For. Res. Pap. 72, Georgia Forestry Commission, Res. Div., Macon.
- Johansen, R.W., e D.D. Wade. 1987. An insight into thinning young slash pine stands with fire. *In Proc. 4th Biennial Southern Silvicultural Research Conf.*, Phillips, D.R. (Comp.), USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-42, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville. pp. 103-106.
- Johnson, E.A., e K. Miyanishi. 1995. The need for consideration of fire behavior and effects in prescribed burning. *Restor. Ecol.* 3(4): 271-278.
- Johnson, V.J. 1982. The dilemma of flame length and intensity. *Fire Management Notes* 43(4): 3-7.
- Johnson, R.A., e D.W. Wichern. 1982. Applied multivariate statistical analysis. Prentice-Hall, Inc., New Jersey.
- Josephson, H.R. 1989. A history of forestry research in the Southern United States. USDA For. Serv. Misc. Publ. No. 1462.

- Kafka, V., C. Tymstra, K. Hirsch, e M. Flannigan. 2000. Assessing fire behavior potential: a comparative analysis of two spatial techniques. *In Proc. from The Joint Fire Science Conf. and Workshop - Crossing the Millennium: Integrating Spatial Technologies and Ecological Principles for a New Age in Fire Management*, Neuenschwander, L.F., e K.C. Ryan (Eds.), University of Idaho/IAWF. pp. 113-122.
- Kalabokidis, K.D., e R.H. Wakimoto. 1992. Prescribed burning in uneven-aged stand management of ponderosa pine/Douglas fir forests. *J. Environ. Manage.* 34: 221-235.
- Karafyllidis, I., e A. Thanailakis. 1997. A model for predicting forest fire spreading using cellular automata. *Ecol. Model.* 99: 87-97.
- Kauffman, J.B., e R.E. Martin. 1989. Fire behavior, fuel consumption, and forest-floor changes following prescribed understory fires in Sierra Nevada mixed conifer forests. *Can. J. Forest Res.* 19: 455-462.
- Kauffman, J.B., e R.E. Martin. 1990. Sprouting shrub response to different seasons and fuel consumption levels of prescribed fire in Sierra Nevada mixed conifer ecosystems. *Forest Sci.* 36(3): 748-764.
- Kayll, A.J. 1974. Use of fire in land management. *In Fire and Ecosystems*, Kozlowski, T.T., e C.E. Ahlgren (Eds.), Academic Press, New York. pp. 483-504.
- Keane, R.E., S.F. Arno, e J.K. Brown. 1990. Simulating cumulative fire effects in ponderosa pine/Douglas-fir forests. *Ecology* 71(1): 189-203.
- Keane, R.E., P. Morgan, e S.W. Running. 1996. FIRE-BGC - a mechanistic ecological process model for simulating fire succession on coniferous forest landscapes of the Northern Rocky Mountains. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-RP-484, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Keane, R.E., E.D. Reinhardt, J.K. Brown, e L. Gangi. 2001a. User's guide FOFEM version 5.0, First Order Fire Effects Model. USDA For. Serv. Intermt. Res. Stn. Fire Sciences Lab., Missoula.
- Keane, R.E., M. Austin, C. Field, A. Huth, M.J. Lexer, D. Peters, A. Solomon, e P. Wyckoff. 2001b. Tree mortality in gap models: application to climate change. *Climatic Change* 51: 509-540.
- Keeley, J.E., e P.H. Zedler. 1998. Evolution of life histories in *Pinus*. *In Ecology and Biogeography of Pinus*, Richardson, D.M. (Ed.). Cambridge University Press, Cambridge. pp. 219-250.
- Keetch, J.J., e G.M. Byram. 1968. A drought index for forest fire control. USDA For. Serv. Res. Paper SE-38, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Keifer, M., N.L. Stephenson, e J. Manley. 2000. Prescribed fire as the minimum tool for wilderness forest and fire regime restoration. *In Proc. Wilderness Science in a Time of Change*, Cole, D.N. e S.F. McCool (Eds.), RMRS-P-000, Ogden.
- Kercher, J.R., e M.C. Axelrod. 1984. A process model of fire ecology and succession in a mixed-conifer forest. *Ecology* 65(6): 1725-1742.
- Kessell, S.R., R.B. Good, e A.J. Hopkins. 1984. Implementation of two new resource management information systems in Australia. *Environ. Manage.* 8(3): 251-270.
- Kilgore, B.M., e G.A. Curtis. 1987. Guide to understory burning in ponderosa pine-larch-fir forests in the Intermountain West. USDA For. Serv. Gen. Int. Rep. INT-233, Intermt. Range and Exp. Stn., Ogden.
- Kill, A.D., R.S. Miyagawa, e D. Quintillo. 1977. Calibration and performance of the Canadian Fire Weather Index in Alberta. Can. For. Serv. North. For. Res. Stn. Alta. Inf. Rep. NOR-X-173, Edmonton.

- Komarek, E.V. 1963. The use of fire in wildland management. *In Proc. 7th Annual Arizona Watershed Symposium*. pp. 23-30.
- Landers, J.L. 1991. Disturbance influences on pine traits in the Southeastern United States. *In High Intensity Fire in Wildlands: Management Challenges and Options, Proc. 10th Tall Timbers Fire Ecology Conf. Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee*. pp. 61-97.
- Landsberg, J.D. 1994. A review of prescribed fire and tree growth response in the genus *Pinus*. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology*. pp. 326-346.
- Lanner, R.M. 1998. Seed dispersal in *Pinus*. *In Ecology and Biogeography of Pinus*, Richardson, D.M. (Ed.), Cambridge University Press, Cambridge. pp 281-295.
- Larini, M., F. Giroux, B. Porterie, e J.C. Loraud. 1997. A multiphase formulation for fire propagation in heterogeneous combustible media. *Int. J. Heat Mass Tran.* 41(6-7): 881-897.
- Latham, D.J., e J.A. Schlieter. 1989. Ignition probabilities of wildland fuels based on simulated lightning discharges. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-411, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Lawson, B.D. 1973. Fire behavior in lodgepole pine stands related to the Canadian Fire Weather Index. *Can. For. Serv. Pac. For. Res. Cent. Inf. Rep. BC-X-76*, Victoria.
- Lawson, B.D. 1981. Prediction of prescribed fire behavior and effects on forest fuels. *In Proc. Northwest Fire Council Annual Meeting, Western Forestry and Conservation Association, Portland*.
- Lawson, B.D., e G.N. Dalrymple. 1996. Probabilities of sustained ignition in lodgepole pine, interior Douglas-fir, and white spruce-subalpine fir forest types. Supplement 1 to: field guide to the Canadian Forest Fire Behavior Prediction (FBP) System. FRDA Handbook 012, Canadian For. Serv., Natural Resources Canada, Victoria.
- Lawson, B.D., e S.W. Taylor. 1986. Preliminary evaluation of prescribed fire impact relationships and predictors for spruce-balsam slash. *In Proc. Fire Management Symp.* pp. 48-68.
- Lawson, B.D., B.J. Stocks, M.E. Alexander, e C.E. Van Wagner. 1985. A system for predicting fire behavior in Canadian forests. *In Proc. 8th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Donoghue, L.R., e R.E. Martin (Eds.), SAF Publ. 85-04, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 6-16.
- Lawson, B.D., O.B. Armitage, e G.N. Dalrymple. 1994. Ignition probabilities for simulated people-caused fires in British Columbia pine and white spruce-subalpine fir forests. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology*, SAF Publ. 94-02, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 493-505.
- Lawson, B.D., W.E. Frandsen, B.C. Hawkes, e G.N. Dalrymple. 1997a. Probability of sustained smoldering ignition for some boreal forest duff types. *Nat. Res. Can., Can. For. Serv. North. For. Cent. For. Manage. Note 63*, Edmonton.
- Lawson, B.D., G.N. Dalrymple, e B.C. Hawkes. 1997b. Predicting forest floor moisture content from Duff Moisture Code values. *Can. For. Serv. Pac. For. Centre, For. Res. Applications, Techn. Transfer Notes No. 6*, Victoria.
- Leenhouts, B. 1998. Assessment of biomass burning in the conterminous United States. *Conserv. Ecol.* (on-line) 2(1): 1. <http://www.consecol.org/vol2/iss1/art1>.
- Leone, V., A. Signorile, V. Gouma, N. Pangas, e A. Chronopoulou-Sereli. 1999. Obstacles in prescribed fire use in Mediterranean countries: early remarks and results. *In Proc. Intern. Symp. Forest Fires: Needs and Innovations*, CINAR S.A., Athens. pp. 137-141.
- Lin, C.C. 1999. Modeling probability of ignition in Taiwan red pine forests. *Taiwan J. Forest Sci.* 14(3): 339-344.

- Lindenmuth, A.W., e J.R. Davis. 1973. Predicting fire spread in Arizona's oak chaparral. USDA For. Serv. Res. Pap. RM-101, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins.
- Lindholm, T., e H. Vasander. 1987. Vegetation and stand development of mesic forests after prescribed burning. *Silva Fennica* 21(3): 259-278.
- Linn, R.R., e F.H. Harlow. 1998. Use of transport models for wildfire behaviour simulations. *In Proc. 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 363-372.
- Lipsitz, S.R., G.M. Fitzmaurice, e G. Molenberghs. 1996. Goodness-of-fit tests for ordinal response regression models. *Appl. Statist.* 45(2): 175-190.
- Little, S.N., R.D. Ottmar, e J.L. Ohmann. 1986. Predicting duff consumption from prescribed burns on conifer clearcuts in Western Oregon and Western Washington. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-362, Pacif. Northwest Res. Stn., Portland.
- Lloyd, F.T., e T. Waldrop. 1999. Backburning as an alternative to traditional pre-commercial thinning. *Tree Farmer*, May/June.
- Loftsgaarden, D.O., e P.L. Andrews. 1992. Constructing and testing logistic regression models for binary data: applications to the National Fire Danger Rating System. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-286, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Loomis, R.M. 1973. Estimating fire-caused mortality and injury in oak-hickory forests. USDA For. Serv. Res. Pap. NC-94, North Central For. Exp. Stn.
- Lopes, A.G., M.G. Cruz, e D.X. Viegas. 1998. FIRESTATION - an integrated system for the simulation of wind flow and fire spread over complex topography. *In Proc. 3rd Intern. Conf. Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf.*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 741-754.
- Lotan, J.E. 1979. Integrating fire management into land use planning: a multiple use management, research, development, and application program. *Environ. Manage.* (3)1: 7-14.
- Lotan, J.E., M. Alexander, S. Arno, R. French, O. Langdon, R. Loomis, R. Norum, R. Rothermel, W. Schmidt, e J. Van Wagendonk. 1981. Effects of fire on flora: a state-of-knowledge review. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-16, Washington.
- Loureiro, C.A.R. 1997. Estudo exploratório de variáveis socioeconómicas relevantes para o estudo do risco de incêndios florestais. Relat. Final de Estágio, Lic. Eng^a Florestal, UTAD, Vila Real.
- Ludwig, J.A. 1990. SHRUBKILL: a decision support system for management burns in Australian savannas. *J. Biogeog.* 17(4-5): 547-550.
- Luis-Calabuig, E., O. Torres, L. Valbuena, L. Calvo, e E. Marcos. 2002. Impact of large fires on a community of *Pinus pinaster*. *In Fire and Biological Processes*, Trabaud, L. e R. Prodon (Eds.), Backhuys Publishers, Leiden. pp. 1-12.
- Macedo, F.W., e A.M. Sardinha. 1987. Fogos florestais. 1º Vol. Publicações Ciência e Vida, Lda., Lisboa.
- MacLeod, N.D., e J.A. Ludwig. 1991. Using BURNECON to evaluate the economics of fire management in semi-arid woodlands, Eastern Australia. *J. Environ. Manage.* 33: 65-77.
- Mak, E.H.T. 1988. Measuring foliar flammability with the limiting oxygen index method. *Forest Sci.* 34(2): 523-529.
- Malanson, G.P., e L. Trabaud. 1988. Vigour of post-fire resprouting by *Quercus coccifera*. *J. Ecol.* 76: 351-365.

- Marques, C.P. 1987. Qualidade das estações florestais. Povoamentos do pinheiro bravo no Vale do Tâmega. Dissertação de Doutoramento, UTAD, Vila Real.
- Marsden-Smedley, J.B., e W.R. Catchpole. 1995a. Fire behaviour modelling in Tasmanian buttongrass moorlands. II. Fire behaviour. *Int. J. Wildland Fire* 5(4): 215-228.
- Marsden-Smedley, J.B., e W.R. Catchpole. 1995b. Fire behaviour modelling in Tasmanian buttongrass moorlands. I. Fuel characteristics. *Int. J. Wildland Fire* 5(4): 203-214.
- Marsden-Smedley, J.B., T. Rudman, A. Pyrke, e W.R. Catchpole. 1999. Buttongrass moorland fire-behaviour prediction and management. *Tasforests* 11: 87-107.
- Marsden-Smedley, J.B., W.R. Catchpole, e A. Pyrke. 2001. Fire behaviour modelling in Tasmanian buttongrass moorlands. IV Sustaining versus non-sustaining fires. *Int. J. Wildland Fire* 10: 255-262.
- Martin, R.E. 1963. Thermal properties of bark. *Forest Products Journal* 13(10): 419-426.
- Martin, R.E., C.T. Cushwa, e R.L. Miller. 1969. Fire as a physical factor in wildland management. *In Proc. 9th Annual Tall Timbers Fire Ecology Conf.* pp. 271-288.
- Martin, R.E., H.E. Anderson, W.D. Boyer, J.H. Dieterich, S.N. Hirsch, V.J. Johnson, e W.H. McNab. 1979. Effects of fire on fuels. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. WO-13.
- Martin, R.E., J.D. Landsberg, e J.B. Kauffman. 1988. Effectiveness of prescribed burning as a fire prevention measure. *In: Proc. Intern. Workshop on Prescribed Burning*, INRA, Avignon. pp. 31-44.
- Martin, R.E., M. Finney, D. Molina, D. Sapsis, S. Stephens, J. Scott, e D. Weise. 1991. Dimensional analysis of flame angles versus wind speed. *In Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Andrews, P.L. e D.F. Potts (Eds.), Soc. Am. For. Publ. 91-04, Bethesda. pp. 212-217.
- Martin, R.E., D. Gordon, M. Gutierrez, D. Lee, D. Molina, R. Schroeder, D. Sapsis, S. Stephens e M. Chambers. 1994. Assessing the flammability of domestic and wildland vegetation. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology*, SAF Publ. 94-02, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 130-137.
- Martín, R.T., e L. Gil. 2000. Adaptación reproductiva de las especies forestales ante el fuego. *In La Defensa Contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias*. McGraw-Hill, Madrid. pp. 4.36-4.66.
- Martínez, E., J. Madrigal, C. Hernando, M. Guijarro, J.A. Vega, P. Pérez-Gorostiaga, M. Fonturbel, P. Cuiñas, M. Alonso, e M. Beloso. 2002. Effect of fire intensity on seed dispersal and early regeneration in a *Pinus pinaster* forest. *In Proc. IV Int. Conf. Forest Fire Research & 2002 Wildland Fire Safety Summit*, Viegas, D.X. (Ed.), Millpress Science Publishers, Rotherdam.
- Martínez-Sánchez, J.J., A. Marín, J.M. Herranz, P. Ferrandis, J. de las Heras. 1995. Effects of high temperatures on germination of *Pinus halepensis* Mill. and *P. pinaster* Aiton subsp. *pinaster* seeds in southeast Spain. *Vegetatio* 116(1): 69-72.
- Masaka, K., Y. Ohno, e K. Yamada. 2000. Fire tolerance and the fire-related sprouting characteristics of two cool-temperate broad-leaved tree species. *Ann. Bot.* 85: 137-142.
- Masters, R.E., e D.M. Engle. 1994. BEHAVE - evaluated for prescribed fire planning in mountainous oak-shortleaf pine habitats. *Wildl. Soc. Bull* 22(2): 184-191.
- Maugé, J.P. 1987. Le pin maritime premier résineux de France. Centre de Productivité & d'Action Forestière d'Aquitaine, Institut pour le Développement Forestier, Paris.
- Mayer, D.G., e D.G. Butler. 1993. Statistical validation. *Ecol. Mod.* 68: 21-32.

- McAlpine, R.S. 1995. Testing the effect of fuel consumption on fire spread rate. *Int. J. Wildland Fire* 5: 134-152.
- McAlpine, R.S. e R.W. Wakimoto. 1991. The acceleration of fire from a point source to equilibrium spread. *Forest Sci.* 37(5): 1314-1337.
- McAlpine, R.S., e G. Xanthopoulos. 1990. Predicted vs. observed fire spread rates in ponderosa pine fuel beds: a test of American and Canadian systems. *In*. Proc. 10th Conf. Fire and Forest Meteorology, MacIver, D.C. (Ed.), Forestry Canada, Ottawa. pp. 287-294.
- McAlpine, R.S., B.D. Lawson, e E. Taylor. 1991. Fire spread across a slope. *In* Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology, Andrews, P.L. e D.F. Potts (Eds.), SAF Publ. 91-04, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 218-225.
- McArthur, A.G. 1962. Control burning in eucalypt forest. Comm. Aust. For. Bur., Leaflet No 80, Canberra.
- McArthur, A.G. 1966. Weather and grassland fire behaviour. Aust. Forestry and Timber Bureau, Leaflet No. 100, Canberra.
- McArthur, A.G. 1967. Fire behaviour in eucalypt forest. Aust. Forestry and Timber Bureau, Leaflet No. 107, Canberra.
- McArthur, A.G., D.R. Douglas, e L.R. Mitchell. 1966. The Wandilo fire, 5 April 1958, fire behaviour and associated meteorological and fuel conditions. Forestry and Timber Bureau, Leaflet No. 98, For. Res. Inst., Canberra.
- McCaw, L. 1991a. Measurement of fuel quantity and structure for bushfire research and management. *In* Proc. Conf. Bushfire Modelling and Fire Danger Rating Systems, Cheney, N.P., e A.M. Gill (Eds.), CSIRO Australia, Canberra. pp. 147-155.
- McCaw, L. 1991b. Fire spread prediction in mallee-heath shrublands in South-Western Australia. *In* Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology. pp. 226-233.
- McCaw, L. 1998. Research as a basis for fire management in mallee-heath shrublands of South-Western Australia. *In* Proc. 3rd Inter. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 2335-2348.
- McCaw, W.L., R.H. Smith, e J.E. Neal. 1997. Prescribed burning of thinning slash in regrowth stands of karri (*Eucalyptus diversicolor*). 1. Fire characteristics, fuel consumption and tree damage. *Int. J. Wildland Fire* 7(1): 29-40.
- McCaw, W.L. 2000. Investigador Principal, Conservation and Land Management Science Division, Manjimup, Australia, comunicação pessoal escrita.
- McCormick, J. 1973. Assessing maritime pine fuel quantity. Res. Paper No. 7, Forests Dpt. of West. Austr., Perth.
- McCormick, J. 1976. Recovery of maritime pine (*Pinus pinaster*) after severe crown scorch. Res. Pap. No. 20, Forests Dept. of West. Austr., Perth.
- McMahon, C.K. 1983. Characteristics of forest fuels, fires and emissions. *In* Proc. 76th Annual Meeting of the Air Pollution Control Association, Atlanta.
- McNab, W.H. 1977. An overcrowded loblolly pine stand thinned with fire. *South. J. Appl. Forest.* 1(1): 24-26.
- McPherson, G.R., e H.A. Wright. 1986. Threshold requirements for burning downed honey mesquite. *J. Range Manage.* 39(4): 327-330.

- McRae, D.J. 1979. Prescribed burning in jack pine logging slash: a review. Dept. Environ., Can. For. Serv., Rep. X-289, Great Lakes For. Res. Cen., Sault Ste. Marie.
- McRae, D.J. 1980. Preliminary fuel consumption guidelines for prescribed burning in Ontario slash fuel complexes. Dept. Environ., Can. For. Serv., Rep. O-X-316, Ontario.
- McRae, D.J. 1985. Prescribed burning of boreal mixedwood slash in the Ontario Clay Belt Region. Can. For. Serv. Great Lakes For. Cent. Inf. Rep. O-X-367, Sault Ste. Marie.
- McRae, D.J. 1986a. Potential use of prescribed fire on full-tree harvested jack pine sites. *In Proc. Prescribed Burning in the Midwest: State of the Art Symp.*, Koonce, A.L. (Ed.). pp. 34-37.
- McRae, D.J. 1986b. Prescribed burning for stand conversion in budworm-killed balsam fir: an Ontario case history. *Forest. Chron.* April 96-100.
- McRae, D.J. 1996a. Use of forest ecosystem classification systems in fire management. *Environ. Monit. Assess.* 39: 559-570.
- McRae, D.J. 1996b. Prescribed fire aerial ignition strategies. NODA/NFP Tech. Rep. TR-33, Northern Forestry Program, Can. For. Serv., Ontario.
- McRae, D.J. 1999. Point-source fire growth in jack pine slash. *Int. J. Wildland Fire* 9(1): 65-77.
- McRae, D.J., e M.D. Flannigan. 1990. Development of large vortices on prescribed fires. *Can. J. Forest Res.* 20: 1878-1887.
- McRae, D.J., M.E. Alexander, e B.J. Stocks. 1979. Measurement and description of fuels and fire behavior on prescribed burns: a handbook. Can. For. Serv. Rep. O-X-287, Great Lakes For. Res. Cen., Sault Ste. Marie.
- McRae, D.J., B. Todd, e C.J. Ogilvie. 1991. A prescribed fire ignition expert system for Canada. *In Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Andrews, P.L., e D.F. Potts (Eds.), SAF Pub. 91-04, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 234-241.
- McRae, D.J., T.J. Lynham, e R.J. Frech. 1994. Understorey prescribed burning in red pine and white pine. *Forest. Chron.* 70(4): 395-401.
- Melton, M. 1990. The Keetch-Byram drought index: a guide to fire conditions and suppression problems. *Fire Management Notes* 50(4): 30-34.
- Melton, M. 1998. The Keetch-Byram drought index revisited: prescribed fire applications. <http://www.fl-dof.com/Env/RX/kbdi.html>.
- Mendes-Lopes, J.M., J.M. Ventura, e J.M. Amaral. 1998. Rate of spread and flame characteristics in a bed of pine needles. *In Proc. 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 497-511.
- Menges, E.S., e M.A. Deyrup. 2001. Postfire survival in south Florida slash pine: interacting effects of fire intensity, fire season, vegetation, burn size, and bark beetles. *Int. J. Wildland Fire* 10: 53-63.
- Mercer, G.N. 1997. Simulation of fire spread in discrete fuels using flame contact. *In Proc. Bushfire'97, the 6th Australian Bushfire Conf.*, Darwin.
- Mercer, G.N., e R.O. Weber. 1994. Plumes above line fires in a cross wind. *Int. J. Wildland Fire* 4(4): 201-207.
- Mercer, G.N., e R.O. Weber. 2001. Fire plumes. *In Forest Fires Behavior and Ecological Effects*, Johnson, E.A., e K. Miyanishi (Eds.), Academic Press, San Diego. pp. 225-255.
- Mercer, G.N., A.M. Gill, e R.O. Weber. 1994. A time dependent model of fire impact on seed survival in woody fruits. *Aust. J. Bot.* 42: 71-81.

- Miller, M. 2000. Fire autoecology. *In* Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2, Rocky Mte. Res. Stn., Fort Collins. pp. 9-34.
- Miller, C., e D.L. Urban. 1999. A model of surface fire, climate and forest pattern in the Sierra Nevada, California. *Ecol. Model.* 114: 113-135.
- Mirov, N.T. 1967. The genus *Pinus*. The Ronald Press Company, New York.
- Miyaniishi, K. 2001. Duff consumption. *In* Forest Fires Behavior and Ecological Effects, Johnson, E.A., e K. Miyaniishi (Eds.), Academic Press, San Diego. pp. 437-475.
- Miyaniishi, K., e M.J. Bajtala. 1999. Patterns of duff consumption in *Pinus banksiana* and *Picea mariana* stands in the mixedwood boreal forest. *In* Understanding how fire behavior characteristics shape tree population dynamics, diversity and forest patterns - Project Report, Sustainable Forest Management Network. pp. 57-63.
- Mobley, H.E., R.S. Jackson, W.E. Balmer, W.E. Rusiska, e W. Hough. 1978. A guide for prescribed fire in southern forests. USDA For. Serv. Southeast. area, Atlanta.
- Mollitor, A.V., N.B. Comerford, e R.F. Fishes. 1983. Prescribed burning and nitrogen fertilization of slash pine plantations. *In* Proc. 2nd Biennial Southern Silvicultural Research Conf., USDA For. Serv. Southeast. For. Exp. Stn., Asheville. pp. 66-69.
- Monleon, V.J., K. Cromack, e J.D. Landsberg. 1997. Short- and long-term effects of prescribed underburning on nitrogen availability in ponderosa pine stands in central Oregon. *Can. J. Forest Res.* 27: 369-378.
- Moody, C.W. 1985. Overview of prescribed burning and smoke management programs in Alabama, Florida and Georgia. *In* Proc. Conf. Prescribed Fire and Smoke Management in the South, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville. pp. 13-17.
- Morandini, F., P.A. Santoni, e J.H. Balbi. 2001a. Fire front width effects on fire spread across a laboratory scale sloping fuel bed. *Comb. Sci. and Tech.* 166: 67-90.
- Morandini, F., P.A. Santoni, e J.H. Balbi. 2001b. The contribution of radiant heat transfer to laboratory-scale fire spread under the influences of wind and slope. *Fire Safety J.* 36: 519-543.
- Morandini, F., P.A. Santoni, J.H. Balbi, J.M. Ventura, e J.M. Mendes-Lopes. 2002. A two-dimensional model of fire spread across a fuel bed including wind combined with slope conditions. *Int. J. Wildland Fire* 11(1): 53-64.
- Moreira, F., e F.C. Rego. 2000. Efeitos ecológicos do fogo. *In* Livro de Actas Congr. Ibérico de Fogos Florestais, 17-19 Dez., ESACB, Castelo Branco. pp. 33-43.
- Moreira, F., F.C. Rego, e P.G. Ferreira. 2001. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecol.* 16: 557-567.
- Moreno, J.M., e W.C. Oechel. 1991. Fire intensity effects on germination of shrubs and herbs in southern California chaparral. *Ecology* 72(6): 1993-2004.
- Moreno, J.M., e W.C. Oechel. 1994. Fire intensity as a determinant factor of postfire plant recovery in southern California chaparral. *In* The Role of Fire in Mediterranean-Type Ecosystems, Moreno, J.M., e W.C. Oechel (Eds.), Ecological Studies 107, Springer-Verlag, New York. pp. 26-45.
- Morris, W.G., e E.L. Mowat. 1958. Some effects of thinning a ponderosa pine thicket with a prescribed fire. *J. Forest.* 63: 248-252.

- Morrison, D.A. 2002. Effects of fire intensity on plant species composition of sandstone communities in the Sydnnet region. *Aust. Ecol.* 27: 433-441.
- Morvan, D., e J.L. Dupuy. 2001. Modeling of fire spread through a forest fuel bed using a multiphase formulation. *Combust. Flame* 127: 1981-1994.
- Mouillot, F., S. Rambal, e S. Lavorel. 2001. A generic process-based SIMulator for mediterranean landscApes (SIERRA): design and validation exercises. *Forest Ecol. Manage.* 147: 75-97.
- Mouillot, F., S. Rambal, e R. Joffre. 2002. Simulating climate change impacts on fire frequency and vegetation dynamics in a Mediterranean-type ecosystem. *Glob. Change Biol.* 8: 423-437.
- Muirburn Working Party. 1977. A guide to good muirburn practice. Dept. of Agriculture and Fisheries for Scotland Nature Conservancy Council, Her Majesty's Stationery Office, Edinburgh.
- Muraro, S.J., e B.D. Lawson. 1970. Prediction of duff moisture distribution for prescribed burning. Can. For. Serv. For. Res. Lab. Inf. Rep. BC-X-46, Victoria.
- Mutch, R.W. 1964. Ignition delay of ponderosa pine needles and sphagnum moss. *J. Appl. Chem.* 14: 271-275.
- Myers, R.H. 1990. Classical and modern regression with applications. 2nd ed., PWS - Kent Publishing Co., Boston.
- Natário, R.M., e J.M. Pereira. 1992. Relatório do projecto de modelação de combustíveis para o pinhal bravo. DGF, D.S. Produção, Div. Defesa e Protecção dos Arvoredos, Lisboa.
- Neary, D.G., C.C. Klopatek, L.F. DeBano, e P.F. Ffolliott. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecol. Manage.* 122: 51-71.
- Neiva, J. 1997. Frederico Luís Guilherme de Varnhagen (1782-1842) - Primeiras referências a fogos controlados. *Revista Florestal* 10(1): 77-78.
- Nelson, R.M. 1980. Flame characteristics for fires in Southern fuels. USDA For. Serv. Res. Paper SE-205, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Nelson, R.M. 1982. An evaluation of the carbon balance technique for estimating emission factors and fuel consumption in forest fires. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-231, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Nelson, R.M. 2001. Water relations of forest fuels. In *Forest Fires Behavior and Ecological Effects*, Johnson, E.A., e K. Miyanishi (Eds.), Academic Press, San Diego. pp. 79-149.
- Nelson, R.M. 2002. An effective wind speed for models of fire spread. *Int. J. Wildland Fire* 11: 153-161.
- Nelson, R.M., e C.W. Adkins. 1986. Flame characteristics of wind-driven surface fires. *Can. J. Forest Res.* 16: 1293-1300.
- Nelson, R.M., e C.W. Adkins. 1988. A dimensionless correlation for the spread of wind-driven fires. *Can. J. Forest Res.* 18: 391-397.
- Nelson, R.M., e D.E. Ward. 1980. Backfire particulate emissions and Byram's fire intensity. USDA For. Serv. Res. Note SE-290, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Neuenschwander, L.F. 1977. General fire-prescription parameters for ponderosa pine. Final Rep., University of Idaho Supplement No. 68, Coop. Agree. No. 10, North. Forest Fire Lab, Missoula.
- Neuenschwander, L.F. 1980. Broadcast burning of sagebrush in the winter. *J. Range Manage.* 33(3): 233-236.

- Nicolas, A., e J.M. Gandullo. 1967. Ecologia de los pinares españoles. 1. *Pinus pinaster* Ait. Ministerio de Agricultura, Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias, Madrid.
- NIFC (National Interagency Fire Center) 2001. Prescribed fire statistics. <http://www.nifc.gov/stats/prescribedfirestats.html>.
- Noble, I.R., G.V. Bary, e A.M. Gill. 1980. McArthur's fire-danger meters expressed as equations. *Aust. J. Ecol.* 5: 201-203.
- Norum, R.A. 1976. Fire intensity - fuel reduction relationships associated with understory burning in larch/Douglas-fir stands. *In Proc. Tall Timbers Fire Ecology Conf. and Fire and Land Management Symp.*, University of Montana, Missoula. pp. 559-572.
- Norum, R.A. 1977. Preliminary guidelines for prescribed burning under standing timber in western larch/Douglas-fir forests. USDA For. Serv. Res. Note INT-229, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- NWCG (National Wildfire Coordinating Group) Fire Use Working Team. 2001. Smoke management guide for prescribed and wildland fire 2001 edition. Hardy, C.C., R.D. Ottmar, J.L. Peterson, J.E. Core, e P. Seamon (Eds./Comps.). NWCG, NFES No. 1279, PMS 420-2, Boise.
- Nyland, R.D. 1996. Silviculture concepts and applications. The McGraw-Hill Companies, Inc., Singapore.
- Oliveira, A.C. 1985a. Teoria da produção florestal. 2ª edição. E/84-2, CEF, ISA, Lisboa.
- Oliveira, A.C. 1985b. Tabela de produção geral para o pinheiro bravo das regiões montanas e submontanas. CEF/DGF (INIC), Lisboa.
- Oliveira, A.C. 1999. Boas práticas florestais para o pinheiro bravo. Centro Pinus, Porto.
- Oliveira, A.C., J.S. Pereira, e A.V. Correia. 2000. A silvicultura do pinheiro bravo. Centro Pinus, Porto.
- Omi, P.N., e K.D. Kalabokidis. 1998. Fuels modification to reduce large fire probability. *In Proc. 3rd Intern. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Viegas, D.X. (Ed), ADAI. pp. 2073-2088.
- Ottmar, R.D., M.F. Burns, J.N. Hall, e A.D. Hanson. 1993. CONSUME user's guide. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-304, Pacific Northwest Res. Stn., Portland.
- Outcalt, K.W., e C.H. Greenberg. 1998. A stand-replacement prescribed burn in sand pine scrub. *In Fire in Ecosystem Management: Shifting the Paradigm from Suppression to Prescription*, Tall Timbers Fire Ecology Conf. Proc. No. 20, Pruden, T.L. e L.A. Brennan (Eds.), Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 141-145.
- Packam, D., e N. Taper. 1998. Climate change and biomass burning. *In Proc. 13th Conf. on Fire and Forest Meteorology*, IAWF. pp. 21-26.
- Pagni, P.J., e T.G. Peterson. 1973. Flame spread through porous fuels. *In Proc. 14th Int. Symp. Combustion*. The Combustion Institute, Pittsburgh. pp. 1099-1107.
- Papió, C., e L. Trabaud. 1991. Comparative study of the aerial structure of five shrubs of Mediterranean shrublands. *Forest Sci.* 37(1): 146-159.
- Parresol, B.R. 1993. Modeling multiplicative error variance: an example predicting tree diameter from stump dimensions in baldcypress. *Forest Sci.* 39(4): 670-679.
- Parviainen, J. 1996. The impact of fire on Finnish forests in the past and today. *In Fire in Ecosystems of Boreal Eurasia*, Goldammer, J.G., e V.V. Furyaev (Eds.), Kluwer Academic Publishers. pp. 55-64.

- Pausas, J.G. 1999a. Mediterranean vegetation dynamics: modelling problems and functional types. *Plant Ecol.* 140: 27-39.
- Pausas, J.G. 1999b. Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *J. Veg. Sci.* 10: 717-722.
- Pausas, J.G., e V.R. Vallejo. 1999. The role of fire in European Mediterranean ecosystems. *In Remote Sensing of Large Wildfires in the European Mediterranean Basin*, Chuvieco, E. (Ed.), Springer-Verlag, Berlin. pp. 3-16.
- Pearce, H.G., e M.E. Alexander. 1994. Fire danger ratings associated with New Zealand's major pine plantation wildfires. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology*, SAF Pub. 94-02, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 534-543.
- Pearce, J., e S. Ferrier. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Mod.* 133: 225-245.
- Peet, G.B., J. McCormick, e R. Sneeuwjagt. 1971. A controlled burning guide for maritime pine plantations. *In Forest Notes: Special Issue on Forest Fire Control in Western Australia*, Underwood, R.J., e G.B. Peet (Eds.), Forests Dept. West. Austr., Perth. pp. 11-18.
- Peet, G.B., e J. McCormick. 1971. Short-term responses from controlled burning and intense fires in the forests of Western Australia. *For. Dept. West. Austr. Bull. No. 79*, Perth.
- Perez, J.Y., e J.C. Valette. 1995. L'eclosion et la propagation initiale du feu dans une lande a molinie en foret landaise mars a aout 1995. INRA, Dept. Rech. For. Rech. Forest. Mediter., Doc. PIF9525, Avignon.
- Perry, G.L.W. 1998. Current approaches to modelling the spread of wildland fire: a review. *Prog. Phys. Geog.* 22(2): 222-245.
- Perry, D.A., e J.E. Lotan. 1979. A model of fire selection for serotinity in lodgepole pine. *Evolution* 33(3): 958-968.
- Perry, G.L.W., A.D. Sparrow, e I.F. Owens. 1999. A GIS-supported model for the simulation of the spatial structure of wildland fire, Cass Basin, New Zealand. *J. Appl. Ecol.* 36: 502-518.
- Pestana, M.H., e J.N. Gageiro. 2000. Análise de dados para Ciências Sociais — a complementaridade do SPSS. Ed. Silabo Lda., Lisboa.
- Peterson, D.L. 1985. Crown scorch volume and scorch height: estimates of postfire tree condition. *Can. J. Forest Res.* 15: 596-598.
- Peterson, D.L., e K.C. Ryan. 1986. Modeling postfire conifer mortality for long range planning. *Env. Manage.* 10(6): 797-808.
- Platt, W.J., J.S. Glitzenstein, e D.R. Streng. 1991. Evaluating pyrogenicity and its effects on vegetation in longleaf pine savannas. *In High Intensity Fire in Wildlands: Management Challenges and Options*, Proc. 17th Tall Timbers Fire Ecology Conf., Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 61-97.
- Potts, D.F., K.C. Ryan, e H.R. Zuuring. 1986. Stratified sampling for determining duff moisture in mountainous terrain. *West. J. Appl. Forest.* 1(1): 29-30.
- Pregibon, D. 1981. Logistic regression diagnostics. *Ann. Stat.* 9(4): 705-724.
- Projecto Florestal Português. 1986. Tabelas de produção de pinheiro bravo. Grupo Coordenador do Projecto Florestal - Banco Mundial, MAPA, Lisboa.
- Putnam, A.A. 1965. A model study of wind-blown free-burning fires. *In Proc. 10th Symp. (Intern.) on Combustion*, The Combustion Institute, Pittsburgh. pp. 1039-1046.

- Pyne, S.J. 1995. World fire: the culture of fire on Earth. The University of Washington Press, Seattle.
- Pyne, S.J., P.L. Andrews, R.D. Laven. 1996. Introduction to wildland fire. 2nd ed. John Wiley & Sons, New York.
- Radloff, D.L., e R.F. Yancik. 1983. Decision analysis of prescribed burning. *Fire Management Notes* 44(3): 22-29.
- Rebertus, A.J., G.B. Williamson, e B. Moser. 1989a. Longleaf pine pyrogenicity and turkey oak mortality in Florida xeric sandhills. *Ecology* 70(1): 60-70.
- Rebertus, A.J., G.B. Williamson, e B. Moser. 1989b. Fire-induced changes in *Quercus laevis* spatial pattern in Florida sandhills. *J. Ecol.* 77: 638-650.
- Regelbrugge, J.C., e S.G. Conard. 1993. Modeling tree mortality following wildfire in *Pinus ponderosa* forests in the Central Sierra Nevada of California. *Int. J. Wildland Fire* 3(3): 139-148.
- Rego, F.C. 1986. Effects of prescribed fire on vegetation and soil properties in *Pinus pinaster* forests of Northern Portugal. PhD thesis, University of Idaho, Moscow.
- Rego, F.C. 1991a. Fuel management. In ECE/FAO/ILO Seminar on Forest Fire Prevention, Land Use and People, ECE/FAO/ILO, Ministry of Agriculture, Athens. pp. 209-221.
- Rego, F.C. 1991b. Cartografia do perigo de incêndio (bases metodológicas). ISA, Lisboa.
- Rego, F. C. 1992. Land use changes and wildfires. In Responses of Forest Ecosystems to Environmental Changes, Teller, A., P. Mathy e J.N. Jeffers (Eds.). Elsevier Applied Science, London. pp. 367-373.
- Rego, F.C. 1993. Algumas considerações sobre a silvicultura do pinheiro bravo em relação com o fogo. *Revista Florestal* 6(1): 81-93.
- Rego, F.C. 2001. Florestas públicas. MADRP, DGF/CNEFF, Lisboa.
- Rego, F.C., e H.S. Botelho. 1992. Soil water regimes as affected by prescribed fire in young *Pinus pinaster* forests in northern Portugal. In Intern. Fire Workshop. pp. 423-432.
- Rego, F.C., e E. Rigolot. 1990. Heat transfer through bark - a simple predictive model. In Fire in Ecosystem Dynamics, Proc. 3rd Intern. Symp. on Fire Ecology, Goldammer, J.G., e M.J. Jenkins (Eds.), SPB Academic Publishing, The Hague. pp. 157-161.
- Rego, F.C., J.M. da Silva, e M.T. Cabral. 1983. The use of prescribed burning in the Northwest of Portugal. In Proc. 2nd Symp. on Fire Ecology, Goldammer, J.G. (Ed.), Freiburg. pp. 88-104.
- Rego, F.C., J.M. da Silva, e H.S. Botelho. 1987. Prescribed burning in the reduction of wildfire hazard in northern Portugal. In Proc. World Congr. Wildfire Prevention, Athens.
- Rego, F.C., S.C. Bunting, e M.G. Barreira. 1988a. Effects of prescribed fire on *Chamaespartium tridentatum* ((L.)P. Gibbs) in *Pinus pinaster* (Aiton) forests. *J. Range Manage.* 41(5): 410-412.
- Rego, F.C., J. Bento, e H. Botelho. 1988b. Dynamics of understory vegetation in *Pinus pinaster* forests of Northern Portugal after prescribed fire. In Com. Congr. Mundial sobre el Bosque y Matorral Mediterraneos.
- Rego, F.C., H.S. Botelho, e S.C. Bunting. 1988c. Efeito do fogo controlado no crescimento de *Pinus pinaster* no Norte de Portugal. In Actas Simpósio A Floresta e o Ordenamento do Espaço de Montanha, SPCF, Lisboa.
- Rego, F.C., M.A. Pinto, H.S. Botelho, e L.M. Carvalho. 1990. Hydrological effects of prescribed fire on young *Pinus pinaster* forests in Northern Portugal. In Proc. Sem. Interaction between

- Agricultural Systems and Soil Conservation in the Mediterranean Belt, European Society for Soil Conservation, Lisboa.
- Rego, F.C., S.C. Bunting, e J.M. da Silva. 1991. Changes in understory vegetation following prescribed fire in maritime pine forests. *Forest Ecol. Manage.* 41: 21-31.
- Rego, F.C., H.S. Botelho, P. Fernandes, e L. Ruas. 1993. Forest Fire Prevention through Prescribed Burning: Experimental Study on Fire Effects on Litter and Soil, final report, UTAD, Vila Real.
- Reinhardt, E., A.H. Wright, e D.H. Jackson. 1989. An advisory expert system for designing fire prescriptions. *Ecol. Model.* 46: 121-133.
- Reinhardt, E.D., J.K. Brown, W.C. Fischer, e R.T. Graham. 1991a. Woody fuel and duff consumption by prescribed fire in Northern Idaho mixed conifer logging slash. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-443, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Reinhardt, E.D., R.E. Keane, J.K. Brown, e D.L. Turner. 1991b. Duff consumption from prescribed fire in the U.S. and Canada: a broadly based empirical approach. *In Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology.* pp. 362-370.
- Reinhardt, E., A.H. Wright, e D.H. Jackson. 1992. Development and validation of a knowledge-based system to design fire prescriptions. *AI Applications* 6(4): 3-14.
- Reinhardt, E.D., R.E. Keane, e J.K. Brown. 1997. First Order Fire Effects Model: FOFEM 4.0, user's guide. USDA For. Serv. Intermt. Res. Stn. Gen. Tech. Rep. INT-GTR-344, Ogden.
- Reinhardt, E.D., R.E. Keane, e J.K. Brown. 2001. Modeling fire effects. *Int. J. Wildland Fire* 10: 373-380.
- Reis, R.M. 1998. Determinação do risco de incêndio à escala nacional. Integração de informação proveniente de um índice meteorológico e do risco regional. Instituto de Meteorologia, Departamento de Vigilância Meteorológica, Centro de Análise e Previsão do Tempo, Lisboa.
- Remsoft Inc. 1997. FBP97. FBP by Remsoft, version 97.1. Fredericton.
- Rey i Lagua, J. 2000. Memoria de quemas controladas en Cataluña. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 9: 123-136.
- Reyes, O., e M. Casal. 1998a. Are the dominant species in NW Spain fire-prone?. *In Fire Management and Landscape Ecology*, Trabaud, L. (Ed.), IAWF. pp. 177-188.
- Reyes, O., e M. Casal. 1998b. Germination of *Pinus pinaster*, *P. radiata* and *Eucalyptus globulus* in relation to the amount of ash produced in forest fires. *Ann. Sci. Forest.* 55: 837-845.
- Reynolds, K., J. Bjork, R. Hershey, D. Schmoltd, J. Payne, S. King, L. DeCola, M. Twery, e P. Cunningham. 1999. Decision support for ecosystem management. *In Ecological Sewardship - a Common Reference for Ecosystem Management*, Sexton, W.T., A.J. Malk, R.C. Szaro, e N.C. Johnson (Eds.), Elsevier Science. pp. 687-721.
- Ribeiro, O. 1986. Portugal, o Mediterrâneo e o Atlântico. Coleção Nova Universidade, Livraria Sá da Costa, Lisboa.
- Ribeiro, O., H. Lautensach, e S. Daveau. 1988. Geografia de Portugal. II. O Ritmo Climático e a Paisagem. Ed. João Sá da Costa, Lisboa.
- Ribeiro, M.M., C. Plomion, R. Petit, G. Vendramin, e A. Szmids. 2001. Variation of chloroplast single-sequence repeats in Portuguese maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.). *Theor. Appl. Genet.* 102(1): 97-103.

- Richardson, D.M., e P.W. Rundel. 1998. Ecology and biogeography of *Pinus*: an introduction. In Ecology and Biogeography of *Pinus*, Richardson, D.M. (Ed.), Cambridge University Press, Cambridge. pp. 3-46.
- Richardson, D.M., B.W. Van Wilgen, D.C. le Maitre, K.B. Higgins, e G.G. Forsyth. 1994. A computer-based system for fire management in the mountains of the Cape Province, South Africa. *Int. J. Wildland Fire* 4(1): 17-32.
- Rigolot, E. 1993. Le brulage dirige en region mediterraneenne française. In Rencontres Forestiers-Chercheurs en Forêt Méditerranéenne, INRA, Paris. pp. 223-250.
- Rigolot, E. 1998. Different fire regime effects on a *Cytisus purgans* community. In Fire Management and Landscape Ecology, Trabaud, L. (Ed.), IAWF. pp. 137-146.
- Rigolot, E. 2000. Le brûlage dirigé en France: outil de gestion et recherches associées. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 9: 165-178.
- Rigolot, E. e M. Étienne. 1996. Litter thickness on tree covered fuel-break maintained by grazing. In Western European Silvopastoral Systems, Étienne, M. (Ed.), INRA Editions. pp. 111-122.
- Rigolot, E., e A. Gaulier. 2000. Fire Torch Deliverable B1: prescribed burning field forms. Fire Torch Project, Contract ENV4-CT98-0715.
- Rigolot, E., R. Grossiord, F. Guarnieri, e E. Rigaud. 2000. Prescribed Burning Training and Decision Support System modules capabilities. Fire Torch - prescribed burning as a tool for the Mediterranean region: a management approach, Task 7, Deliverable G4.
- Rivas-Martinez, S. 1979. Brezales y jarales de Europa Occidental. *Lazaroa* 1: 5-128.
- Robichaud, P.R., e S.M. Miller. 1999. Spatial interpolation and simulation of post-burn duff thickness after prescribed fire. *Int. J. Wildland Fire* 9(2): 137-143.
- Rothermel, R.C. 1968. Problem analysis: mechanisms of fire spread. USDA For. Serv. Intermt. For. and Range Exp. Stn., North. For. Fire Lab., Missoula.
- Rothermel, R.C. 1972. A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-115, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Rothermel, R.C. 1980. Fire behavior systems for fire management. In Proc. 6th Conf. Fire and Forest Meteorology, Soc. Am. For. pp. 58-64.
- Rothermel, R.C. 1983. How to predict the spread and intensity of forest and range fires. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-143, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Rothermel, R.C. 1991. Predicting behaviour and size of crown fires in the Northern Rocky Mountains. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-438, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Rothermel, R.C. 1994. Some fire behavior modeling concepts for fire management systems. In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology, SAF Pub. 94-02, Soc. Am. For., Bethesda. pp 164-171.
- Rothermel, R.C., e H.E. Anderson. 1966. Fire spread characteristics determined in the lab. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-30, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Rothermel, R.C., e J.E. Deeming. 1980. Measuring and interpreting fire behavior for correlation with fire effects. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-93, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Rothermel, R.C., e G.C. Rinehart. 1983. Field procedures for verification and adjustment of fire behavior predictions. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-142, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.

- Rothermel, R.C., R. Wilson, G. Morris, e S. Sackett. 1986. Modeling moisture content of fine dead wildland fuels: input to the BEHAVE Fire Prediction System. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-359, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Rowe, N.P., e T.P. Jones. 2000. Devonian charcoal. *Palaeogeogr. Palaeocl. Palaeoecol.* 164(1-4): 331-338.
- Running, S.W., e J.C. Coughlan. 1988. A general model of forest ecosystem processes for regional applications. I. Hydrologic balance, canopy gas exchange and primary production processes. *Ecol. Model.* 42: 125-154.
- Ryan, K.C. 1982. Evaluating potential tree mortality from prescribed burning. *In Proc. Symp. Site Preparation and Fuels Management on Steep Terrain*, Baumgartner, D.M.(Ed.), Wasington State University, Cooperative Extension, Pullman. pp. 167-179.
- Ryan, K.C. 1998. Analysis of the relative value of morphological variables in predicting fire-caused tree mortality. *In Proc. 3rd International Conf. on Forest Fire Research & 14th Fire and Forest Meteorology Conf.*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 1511-1526.
- Ryan, K.C. 2000a. Global change and wildland fire. *In Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2, Rocky Mte. Res. Stn., Fort Collins. pp. 175-183.
- Ryan, K.C. 2000b. Técnicas para establecer prescripciones que minimicen o reduzcan la mortalidad del arbolado. *Cuadernos de la Sociedade Española de Ciencias Forestales* 9: 59-70.
- Ryan, K.C., e N.V. Noste. 1985. Evaluating prescribed fires. *In Proc. - Symp. and Workshop on Wilderness Fire*, Lotan, J.E., B. Kilgore, W. Fischer, e R. Mutch (Tech. Coords.), USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-182, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden. pp. 230-238.
- Ryan, K.C., e E.D. Reinhardt. 1988. Predicting postfire mortality of seven western conifers. *Can. J. Forest Res.* 18: 1291-1297.
- Ryan, K.C., D.L. Peterson, e E.D. Reinhardt. 1988. Modeling long-term fire-caused mortality of Douglas-fir. *Forest Sci.* 34(1): 190-199.
- Ryan, K.C., E. Rigolot, e H. Botelho. 1994. Comparative analysis of fire resistance and survival of Mediterranean and North-American conifers. *In Proc. 12th Conf. Fire and Forest Meteorology*, SAF Pub. 94-02, Soc. Am. For., Bethesda. pp. 701-708.
- Rykiel, E.J. 1996. Testing ecological models: the meaning of validation. *Ecol. Mod.* 90: 229-244.
- Sackett, S.S. 1975. Scheduling prescribed burns for hazard reduction in the southeast. *J. Forest.* 73(3): 143-147.
- Sackett, S.S. 1980. Reducing natural ponderosa pine fuels using prescribed fire: two case studies. USDA For. Serv. Res. Note RM-392, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins.
- Sackett, S.S., e S. Haase. 1996. Fuel loadings in South-Western ecosystems of the United States. *In Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems*, Ffolliott, P., L. DeBano, M. Baker, G. Gottfried, B. Solis-Garza, C. Edminster, D. Neary, L. Allen, e R. Hamre (Tech. Coord.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-289, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins. pp. 187-192.
- Sackett, S.S., e S.M. Haase. 1998. Two case histories for using prescribed fire to restore ponderosa pine ecosystems in Northern Arizona. *In Fire in Ecosystem Management: Shifting the Paradigm from Suppression to Prescription*. Tall Timbers Fire Ecology Conf. Proc. No. 20, Pruden, T.L. e L.A. Brennan (Eds.), Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 380-389.

- Sackett, S.S., S.M. Haase, e M.G. Harrington. 1996. Prescribed burning in Southwestern ponderosa pine. *In* Effects of Fire on Madrean Province Ecosystems, Ffolliott, P., L. DeBano, M. Baker, G. Gottfried, B. Solis-Garza, C. Edminster, D. Neary, L. Allen, e R. Hamre (Tech. Coord.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RM-289, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins. pp. 178-186.
- Salazar, L.A., e L.S. Bradshaw. 1986. Display and interpretation of fire behavior probabilities for long-term planning. *Environ. Manage.* 10(3): 393-402.
- Salvador, L., R. Alia, D. Agundez, e L. Gil. 2000. Genetic variation and migration pathways of maritime pine (*Pinus pinaster* Ait.) in the Iberian Peninsula. *Theor. Appl. Genet.* 100(1): 89-95.
- Sandberg, D. 1980. Duff reduction by prescribed burning in Douglas-fir. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-272, Pacif. Northwest For. and Range Exp. Stn., Portland.
- Sandberg, D. 1988. Improved air-resource management by reducing smoke from prescribed fires. *In* Forest Residues Research on an Old Problem: Better Utilization, Prescribed Fire and Smoke Management, Forest Biomass for Energy and Fiber. USDA For. Serv. Pacific Northwest Res. Stn.
- Santoro, A.E., M.J. Lombardero, M.P. Ayres, e J.J. Ruel. 2001. Interactions between fire and bark beetles in an old growth pine forest. *Forest Ecol. Manage.* 144: 245-254.
- SAS Institute Inc. 2000. JMP statistics and graphics guide, version 4. SAS, Cary.
- Saveland, J.M., e L.F. Neuenschwander. 1990. A signal detection framework to evaluate models of tree mortality following fire damage. *Forest Sci.* 36(1): 66-76.
- Saveland, J.M., S.R. Bakken, e L.F. Neuenschwander. 1990. Predicting mortality and scorch height from prescribed burning for ponderosa pine in Northern Idaho. Bull. No. 52, Univ. of Idaho, College of Forestry, Wildlife and Range Sciences, Moscow.
- Schimmel, J., e A. Granström. 1996. Fire severity and vegetation response in the boreal swedish forest. *Ecology* 77(5): 1436-1450.
- Schmoldt, D.L. 2001. Application of artificial intelligence to risk analysis for forested ecosystems. *In* Risk Analysis in Forest Management, Von Gadow, K. (Ed.), Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. pp. 49-74.
- Scholl, E.R., e T.A. Waldrop. 1999. Photos for estimating fuel loadings before and after prescribed burning in the upper coastal plain of the Southeast. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SRS-26, South. Res. Stn., Asheville.
- Schroeder, M.J. 1969. Ignition probability. USDA For. Serv. Office Rep. 2106-1, Rocky Mte. For. and Range Exp. Stn., Fort Collins.
- Schwilk, D.W., e D.D. Ackerly. 2001. Serotiny and flammability as strategies: correlated evolution in pines. *Oikos* 94: 326-336.
- Seva, J.P., A. Valdecantos, A. Vilagrosa, J. Cortina, Bellot, e V.R. Vallejo. 2000. Seedling morphology and survival in Mediterranean tree and shrub species. *In* Proc. Mediterranean Desertification Research Results and Policy Implications, Balabanis, P., D. Peter, A. Ghazi, e M. Tsogas (Eds.), European Commission, Directorate-General Research. pp. 397-406.
- Seydack, A. H. W. 1992. Fire management options in fynbos mountain catchment areas. *S. Afr. Forest. J.* 161: 53-58.
- Silva, J.M., 1984. Fogo controlado: poderoso aliado do florestal. *In* Notas Técnico-Científicas. DGF, Lisboa. pp. 37-52.

- Silva, J.M. 1988. La stratégie de l'utilisation du feu dans la lutte contre les incendies forestiers. *Forêt Méditerranéenne* 10(1): 194-195.
- Silva, J.M., 1993. Prevenção dos incêndios florestais. *Sociedade e Território* 19: 71-76.
- Silva, J.M. 1998. Fogos controlados em Portugal, resenha histórica. Curso sobre a técnica do fogo controlado, Forestis, Porto.
- Simard, A.J. 1991. Fire severity, changing scales, and how things hang together. *Int. J. Wildland Fire* 1(1): 23-34.
- Simard, A.J., J. Eenigenburg, e R. Blank. 1986. Predicting injury and mortality to trees from prescribed burning. *In Proc. Symp. on Prescribed Burning in the Midwest: State of the Art.* pp. 65-72.
- Smith, R. 1992. The Myalup wildfire, April 1991 - Observed fire behaviour and damage. CALM, Fire Protection Branch, Bunbury.
- Smith, J.K., R.D. Laven, e P.N. Omi. 1993. Microplot sampling of fire behavior on *Populus tremuloides* stands in North-Central Colorado. *Int. J. Wildland Fire* 3(2): 85-94.
- Sneeuwjagt, R.J. 1973. Measuring forest fuels. Res. Paper No. 9, Forests Dpt. West. Austr., Perth.
- Sneeuwjagt, R.J. 1998. Application of wildfire threat analysis in South-Western forest of Western Australia. *In Proc. 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 2155-2176.
- Sneeuwjagt, R.J., e W.H. Frandsen. 1977. Behaviour of experimental grass fires versus predictions based on Rothermel's fire model. *Can. J. Forest Res.* 7: 357-367.
- Sneeuwjagt, R.J., e G.B. Peet. 1985. Forest fire behaviour tables for Western Australia. 3rd Ed. West. Austr. Dept. Conserv. and Land Manage., Perth.
- Soares, R.V. 2000. Uso del fuego prescrito en la gestión forestal en Brasil. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales* 9: 47-56.
- Sparks, J.C., R.E. Masters, D.M. Engle, M.E. Payton, e G.A. Bukenhofer. 1999. Influence of fire season and fire behavior on woody plants in red-cockaded woodpecker clusters. *Wildl. Soc. Bull.* 27(1): 124-133.
- SPSS Inc. 1999. SPSS for Windows, standard version 9.0.0 tutorial.
- STATSOFT Inc. 2001. Electronic statistics textbook. Statsoft, Tulsa. <http://www.statsoft.com/textbook/stathome.html>.
- Steel, R.J., e J.H. Torrie. 1985. Principles and procedures of statistics: a biometrical approach. 2nd Ed., McGraw-Hill Inc., New York.
- Stephens, S.L. 1998. Evaluation of the effects of silvicultural and fuels treatments on potential fire behaviour in Sierra Nevada mixed-conifer forests. *Forest Ecol. Manage.* 105, 21-35.
- Stocks, B.J. 1987. Fire behavior in immature jack pine. *Can. J. Forest Res.* 17: 80-86.
- Stocks, B.J. 1988. Forest fire close to home: Terrace Bay Fire no. 7/86. *In Proc. Symp. and Workshop on Protecting People and Homes from Wildfire in the Interior West*, Fischer, W. e S. Arno (Comps.), USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. INT-251. pp. 89-93.
- Stocks, B.J. 1989. Fire behavior in mature jack pine. *Can. J. Forest Res.* 19: 783-790.
- Stocks, B.J., e G.R. Hartley. 1995. Fire behavior in three jack pine fuel complexes. *Can. For. Serv. Great Lakes For. Cent. Sault Ste. Marie, Ontario.*

- Stocks, B.J., B.D. Lawson, M.E. Alexander, C.E. Van Wagner, R.S. McAlpine, T.J. Lynham, e D.E. Dubé. 1989. The Canadian Forest Fire Danger Rating System: an overview. *Forest. Chron.* 65(6): 258-265.
- Storey, T.G., e E.P. Merkel. 1960. Mortality in a longleaf-slash pine stand following a winter wildfire. *J. Forest.* 58: 206-210.
- Sullivan, A.L., e I.K. Knight. 2001. Estimating error in wind speed measurements for experimental fires. *Can. J. Forest Res.* 31: 401-409.
- Sweeney, J.R., e H.H. Biswell. 1961. Quantitative studies of the removal of litter and duff by fire under controlled conditions. *Ecology* 42(3): 572-575.
- Swezy, D.M., e J.K. Agee. 1991. Prescribed-fire effects on fine-root and tree mortality in old-growth ponderosa pine. *Can. J. Forest Res.* 21: 626-634.
- Swift, L.W., K.J. Elliott, R.D. Ottmar, e R.E. Vihnanek. 1993. Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: fire characteristics and soil erosion, moisture, and temperature. *Can. J. Forest Res.* 23: 2242-2254.
- Szczygiel, R. 1988. Forest litter burning in pine stands, laboratory and field studies. *In Proc. Intern. Workshop on Prescribed Burning, INRA, Avignon.* pp. 137-145.
- Taylor, S.T. 1998. Prescribed fire in Canada ... a time of transition. *Wildfire*, November: 34-37.
- Tapias, R., L. Gil, P. Fuentes-Utrilla, e J.A. Pardos. 2001. Canopy seed banks in Mediterranean pines of South-eastern Spain: a comparison between *Pinus halepensis* Mill., *P. pinaster* Ait., *P. nigra* Arn., and *P. pinea* L. *J. Ecol.* 89: 629-638.
- Thomas, P.H. 1963. The size of flames from natural fires. *In Proc. 9th Symp. Combustion. The Combustion Inst., Pittsburgh.* pp. 844-859.
- Thomas, P.H. 1971. Rates of spread of some wind-driven fires. *Forestry* 44: 155-175.
- Thomson, D.S. 1978. Low intensity prescribed burning in three *Pinus radiata* stand types. Dept. Conserv. and Environ., Fire Manage. Branch, Res. Rep. No. 2, Victoria.
- Tiedemann, A.R., J.O. Klemmedson, e E.L. Bull. 2000. Solution of forest health problems with prescribed fire: are forest productivity and wildlife at risk? *Forest Ecol. Manage.* 127: 1-18.
- Tolhurst, K.G., e K. Chatto. 1998. Behaviour and threat of a plume driven bushfire in West-Central Victoria, Australia. *In Proc. 13th Conf. Fire and Forest Meteorology, IAWF.* pp. 321-331.
- Tolhurst, K.G., e N.P. Cheney. 1999. Synopsis of the knowledge used in prescribed burning in Victoria. Dept. of Nat. Res. and Environ. Fire Manage., Melbourne.
- Tormo, R., T. Ruiz, e J. Devesa. 1992. Aportación a la bioclimatología de Portugal. *Anales Jard. Bot. Madrid* 49(2): 245-264.
- Tozzini, D.S., e R.V. Soares. 1987. Relações entre comportamento do fogo e danos causados a um povoamento de *Pinus taeda*. *Revista Floresta* 17(1-2): 9-13.
- Trabaud, L. 1976. Inflammabilité et combustibilité des principales espèces des garrigues de la région méditerranéenne. *Oecol. Plant.* 11(2): 117-136.
- Trabaud, L. 1984. Man and fire: impacts on mediterranean vegetation. *In Mediterranean-Type Shrublands, Di Castri, F., D.W. Goodall, e R.L. Specht (Eds.), Ecosystems of the World, Vol. 11, Elsevier, Amsterdam.* pp. 523-537.
- Tran, C., e A. Pyrke. 1999. Wind speed reduction factors in a heathy woodland. Bushfire 1999, The Australian Bushfire Conf. <http://life.csu.edu.au/bushfire99/papers>.

- Trexler, J.C., e J. Travis. 1993. Nontraditional regression analysis. *Ecology* 74(6): 1629-1637.
- Trollope, W.S. 1984. Fire behaviour. In *Ecological Effects of Fire in South African Ecosystems*, Booyesen, P.V., e N.M. Tainton (Eds.), Springer-Verlag, New York. pp. 200-217.
- Tunstall, B.R., J. Walker, e A.M. Gill. 1976. Temperature distribution around synthetic trees during grass fires. *Forest Sci.* 22(3): 269-276.
- Underwood, R., e R. Sneeuwjagt. 1993. Where there's fire, there's smoke. *Landscape* 8(3): 10-16.
- Underwood, R.J., R.J. Sneeuwjagt, e H.G. Styles. 1985. The contribution of prescribed burning to forest fire control in Western Australia: case studies. In *Fire Ecology and Management in Western Australian Ecosystems*, Ford, J.R. (Ed.), WAIT Environmental Studies Group Rep. No. 14. pp. 153-170.
- USDA (United States Department of Agriculture) Forest Service. 1976. Southern forestry smoke management guidebook. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-10, Southeast. For. Exp. Stn. / South. For. Fire Lab.
- USDA (United States Department of Agriculture) Forest Service. 1995. Federal wildland fire management policy and program review. Draft Rep., June 9. Washington.
- UTAD-DF (Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro-Departamento Florestal). 1999. Planeamento e avaliação do uso da técnica do fogo controlado na prevenção de incêndios florestais, programa PRAXIS XXI, Relatório anual 1998-1999, UTAD, Vila Real.
- Valbuena, L., e L. Calvo. 1998. Seedling establishment after a wildfire in *Pinus pinaster* Ait. and *Pinus nigra* Arn. stands. In *Proc. 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology*, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 1901-1911.
- Valette, J.C. 1990. Inflammabilites des especes forestieres en region Mediterraneenne française. INRA Dept. Rech. Forest. Stn. Sylv. Méditer., Doc. PIF9007, Avignon.
- Valette, J.C. 1992. Inflammabilities of Mediterranean species. INRA, Dept. Rech. Forest., Stn. Sylv. Méditer., Doc. PIF9208, Avignon.
- Valette, J., V. Gomendy, J. Maréchal, C. Houssard, e D. Gillon. 1994. Heat transfer in the soil during very low-intensity experimental fires: the role of duff and soil moisture content. *Int. J. Wildland Fire* 4(4): 225-237.
- Van Tongeren, O.F.R. 1995. Cluster analysis. In *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*, Jongman, R.H.G., C.J.F. Ter Braak, e O.F.R. Van Tongeren (Eds.), Cambridge University Press. pp. 174-212.
- Van Lear, D.H. 2000. Recent advances in the silvicultural use of prescribed fire. In *Fire and Forest Ecology: Innovative Silviculture and Vegetation Management*, Tall Timbers Fire Ecology Conf. Proc. No. 21, Moser, W.K., e C.F. Moser (Eds.), Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 183-189.
- Van Wagner, C.E. 1968a. Fire behaviour mechanisms in a red pine plantation: field and laboratory evidence. Can. Dep. For. Rur. Dev. Publ. No. 1229, Ottawa.
- Van Wagner, C.E. 1968b. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Sci.* 10: 267-276.
- Van Wagner, C.E. 1972. Duff consumption by fire in eastern pine stands. *Can. J. Forest Res.* 2(34): 34-39.
- Van Wagner, C.E. 1973. Height of crown scorch in forest fires. *Can. J. Forest Res.* 3(3): 373-378.
- Van Wagner, C.E. 1975. Convection temperatures above low intensity forest fires. *Can. Forest. Serv. Bi-Mon. Res. Notes* 31(3): 21.

- Van Wagner, C.E. 1977a. Conditions for the start and spread of crown fire. *Can. J. Forest Res.* 3: 373-378.
- Van Wagner, C.E. 1977b. Effect of slope on fire spread rate. *Can. Forest. Serv. Bi-Mon. Res. Notes* 33: 7-8.
- Van Wagner, C.E. 1987. Development and structure of the Canadian Forest Fire Weather Index System. Can. For. Serv., Forestry Tech. Rep. 35, Ottawa.
- Van Wagner, C.E. 1988. Effect of slope on fires spreading downhill. *Can. J. Forest Res.* 18: 818-820.
- Van Wagtenonk, J.W. 1996. Use of a deterministic fire growth model to test fuel treatments. In Sierra Nevada Ecosystem Project: Final Rep. to Congress. Assessment and scientific basis for management options. Univ. Calif., Center for Water and Wildland Resources, Davis. pp. 1155-1165.
- Van Wagtenonk, J.W., e S.J. Botti. 1984. Modeling behavior of prescribed fires in Yosemite National Park. *J. Forest.* 82(8): 479-484.
- Van Wagtenonk, J.M. Benedict, e W.M. Sydoriak. 1998. Fuel bed characteristics of Sierra Nevada conifers. *West. J. Appl Forest.* 13(3): 73-84.
- Van Wilgen, B.W., e A.J. Wills. 1988. Fire behaviour prediction in savanna vegetation. *S. Afr. J. Wildl. Res.* 18(2): 41-46.
- Van Wilgen, B.W, D.C. Le Maitre, e F.J. Kruger. 1985. Fire behaviour in South African fynbos (macchia) vegetation and predictions from Rothermel's fire model. *J. Appl. Ecol.* 22: 207-216.
- Vasconcelos, M.J., e D.P. Guertin. 1992. FIREMAP - simulation of fire growth with a geographic information system. *Int. J. Wildland Fire* 2(2): 87-96.
- Vázquez, A., e J.M. Moreno. 1998. Patterns of lightning-, and people-caused fires in Peninsular Spain. *Int. J. Wildland Fire* 8(2): 103-115.
- Vega, J.A. 1978. Utilizacion del fuego controlado en las comunidades vegetales de Galicia. *Bol. Estac. Central Ecol.* 7(14): 3-19.
- Vega, J.A. 1983. Aplicacion de la tecnica de fuego controlado para la eliminacion de combustible ligero. In Jornadas Tecnicas sobre Prevencion de Incendios Forestales Mediante Tratamiento del Combustible Forestal, INIA, CRIDA-01, Dept. Forestal de Zonas Humedas, Pontevedra.
- Vega, J.A. 1985. Datos preliminares sobre comportamiento del fuego prescrito para reduccion de combustible bajo pinares en Galicia. In Estudios sobre Prevención y Efectos Ecológicos de los Incendios Forestales, MAPA, ICONA, Madrid. pp. 51-57.
- Vega, J.A. 2000. Resistencia vegetativa ante el fuego a través de la historia de los incendios. In La Defensa Contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias, McGraw-Hill, Madrid. pp. 4.66-4.85.
- Vega, J.A. 2001. Efectos del fuego prescrito sobre el suelo en pinares de *Pinus pinaster* Ait. de Galicia. Tesis Doctoral, Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Montes, Madrid.
- Vega, J.A., S. Bara, e M.C. Gil. 1983. Prescribed burning in pine stands for fire prevention in the NW of Spain: some results and effects. *Freiburger Waldschutz Abhandlungen* 4: 49-74.
- Vega, J.A., S. Bará, e M.C. Gil. 1985. Algunos efectos a corto plazo del fuego prescrito en pinares de Galicia. In Estudios sobre Prevención y Efectos Ecológicos de los Incendios Forestales, MAPA, ICONA, Madrid. pp. 103-145.

- Vega, J.A., P. Cuiñas, S. Bará, M.T. Fontúrbel, J.A. Santos, M.J. Rozados, M. Alonso, M.C. Beloso, e E. Calvo. 1993a. Informe final del proyecto Forest Fire Prevention through Prescribed Burning: Experimental Study on Fire Effects on Litter and Soil, contract no. CE/STEP-CT90-0087, CIF, Lourizán.
- Vega, J.A., S. Bará, J.A. Santos, e P. Cuiñas. 1993b. Comportamento do lume en diferentes complexos de combustible forestal. *In* Memoria 1993 Centro de Investigacións Forestais de Lourizan, Xunta de Galicia, Consellería de Agricultura, Gandería e Montes. pp. 115-127.
- Vega, J.A, J.C. Valette, F. Rego, C. Lara, D. Gillon, J. Ventura, S. Bara, V. Gomendy, H. Botelho, M. Guijarro, C. Houssard, L. Ruas, P. Cuiñas, J. Marechal, J. Mendes-Lopes, R. Díez, P. Fernandes, M. Fontúrbel, J. Santos, M. Rozados, e M. Beloso. 1994. Forest Fire Prevention through Prescribed Burning: an international cooperative project carried out in the European STEP program. *In* Proc. 2nd Int. Conf. Forest Fire Research, University of Coimbra, pp. 75-84.
- Vega, J.A., P. Cuiñas, T. Fonturbel, e C. Fernandez. 1996. Fire behaviour modelling in Galician (NW Spain) shrublands. *In* Proc. Worksop Forest Fire Behaviour Modelling and Testing, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI, Coimbra. pp. 83-87.
- Vega, J.A., P. Cuiñas, M.T. Fontúrbel, P. Pérez-Gorostiaga, e C. Fernández. 1998. Predicting fire behaviour in Galician (NW Spain) shrubland fuel complexes. *In* Proc. 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 713-728.
- Vega, J.A., J. Landsberg, S. Bará, T. Paysen, M.T. Fontúrbel, e M. Alonso. 2000a. Efectos del fuego prescrito bajo arbolado de *P. pinaster* en suelos forestales de Galicia y Andalucía. *Cuadernos de la Sociedade Española de Ciencias Forestales* 9: 123-136.
- Vega, J.A., P. Cuiñas, M.T. Fontúrbel, e C. Fernández. 2000b. Planificar la prescripción para reducir combustibles y disminuir el impacto sobre el suelo en las quemas prescritas. *Cuadernos de la Sociedade Española de Ciencias Forestales* 9: 189-198.
- Vega, J.A., P. Pérez-Gorostiaga, P. Cuiñas, M. Alonso, M.T. Fontúrbel, C. Fernández, e M.J. Rozados. 2000c. Patrones espaciales de temperaturas en el tronco y copa de *P. pinaster* durante fuegos prescritos. *Cuadernos de la Sociedade Española de Ciencias Forestales* 9: 91-99.
- Vega, J.A., P. Pérez-Gorostiaga, P. Cuiñas, M.T. Fontúrbel, e M.C. Fernández. 2001. Manual de queimas prescritas para matogueiras de Galicia. Xunta de Galicia, Consellería de Medio Ambiente, Centro de Información e Tecnoloxía Ambiental.
- Vélez, R. 2000. Los incendios forestales en la cuenca Mediterránea. *In* La Defensa Contra Incendios Forestales: Fundamentos y Experiencias, McGraw-Hill, Madrid. pp. 3.1-3.31.
- Vendramin, G.G., M. Anzidei, A. Madaghiele, e G. Bucci. 1998. Distribution of genetic diversity in *Pinus pinaster* Ait. as revealed by chloroplast microsatellites. *Theor. Appl. Genet.* 97(3): 456-463.
- Ventura, J.M.P., J.M.C. Mendes-Lopes, e L.M. Ripado. 1998. Temperature-time curves in fire propagating in beds of pine needles. *In* Proc. 3rd Int. Conf. Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 699-711.
- Viegas, D.X. 1998. Forest fire propagation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. A* 356: 2907-2928.
- Viegas, D.X. 1999a. Wind and topography effects on fire behaviour. *In* Wildfire Management, Proc. Advanced Study Course, Eftichidis, G., P. Balabanis, e A. Ghazi (Eds.), Algosystems S.A., Athens. pp. 125-141.

- Viegas, D.X. 1999b. Contribuição para a aferição do índice canadiano de perigo de incêndio para Portugal Continental. *In* Listagem dos produtos disponibilizados diariamente pelo Instituto de Meteorologia e documentação destinada à interpretação do risco de incêndio calculado pelo sistema canadiano, IM, Lisboa.
- Viegas, D.X. 2002. Fire line rotation as a mechanism for fire spread on a uniform slope. *Int. J. Wildland Fire* 11(1): 11-23.
- Viegas, D.X., e L.C. Neto. 1991. Wall shear-stress as a parameter to correlate the rate of spread of a wind induced forest fire. *Int. J. Wildland Fire* 1(3): 177-188.
- Viegas, D.X., M.T. Viegas, e A.D. Ferreira. 1992. Moisture content of fine forest fuels and fire occurrence in Central Portugal. *Int. J. Wildland Fire* 2(2): 69-86.
- Viegas, D.X., B. Sol, G. Bovio, A. Nosenzo, e A. Ferreira. 1994. Comparative study of various methods of fire danger evaluation in Southern Europe. *In* Proc. 2nd Int. Conf. on Forest Fire Research, Viegas, D.X. (Ed.), Universidade de Coimbra. pp. 571-590.
- Viegas, D.X., P.R. Ribeiro, e M.G. Cruz. 1998. Characterisation of the combustibility of forest fuels. *In* Proc. 3rd Int. Conf. on Forest Fire Research & 14th Conf. Fire and Forest Meteorology, Viegas, D.X. (Ed.), ADAI. pp. 467-482.
- Viney, N.R. 1991. A review of fine fuel moisture modelling. *Int. J. Wildland Fire* 1(4): 215-234.
- Viney, N.R., T.J. Hatton, e P. Dawes. 1991. Modelling equilibrium moisture content as a spatially distributed parameter. *In* Proc. 11th Conf. Fire and Forest Meteorology. pp. 150-155.
- Vose, J.M. 2000. Perspectives on using prescribed fire to achieve desired ecosystem conditions. *In* Fire and Forest Ecology: Innovative Silviculture and Vegetation Management, Tall Timbers Fire Ecology Conf. Proc. No. 21, Moser, W.K., e C.F. Moser (Eds.), Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 12-17.
- Vose, J.M., T. Wayne, B.D. Clinton, R.L. Hendrick, e A.E. Major. 1997. Using fire to restore pine/hardwood ecosystems in the Southern Appalachians of North Carolina. *In* Proc. 1st. Conf. Fire Effects on Rare and Endangered Species and Habitats, Greenlee, J. (Ed.), IAWF. pp. 149-154.
- Wade, D.D. 1986. Linking fire behavior to its effects on living plant tissue. *In* Proc. 1986 Society of American Foresters National Convention, Soc. Am. For. pp. 112-116.
- Wade, D.D. 1993. Thinning young loblolly pine stands with fire. *Int. J. Wildland Fire* 3: 169-178.
- Wade, D.D., e R.W. Johansen. 1986a. Relating wildland fire to defoliation and mortality in pine. *In* Proc. 4th Biennial Southern Silvicultural Research Conf., Atlanta. pp. 107-110.
- Wade, D.D., e R.W. Johansen. 1986b. Effects of fire on southern pine: observations and recommendations. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-41, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Wade, D.D., e J.D. Lunsford. 1989. A guide for prescribed fire in Southern forests. USDA For. Serv. Tech. Pub. R8-TP 11, Southern Region, Atlanta.
- Wade, D.D., e K. Outcalt. 1999. Prescription fire to manage southern pine plantations - damned if you do, damned if you don't. *In* Proc. TAPPI Intern. Environmental Conf. pp. 455-460.
- Wade, D.D., e D.E. Ward. 1973. An analysis of the Air Force Bomb Range Fire. USDA For. Serv. Res. Pap. SE-105, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Wade, D.D., B.L. Brock, P.H. Brose, J.A. Grace, G.A. Hoch, e W.A. Patterson. 2000. Fire in eastern ecosystems. *In* Wildland Fire in Ecosystems: Effects of Fire on Flora. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-42-vol. 2, Rocky Mte. Res. Stn., Fort Collins. pp. 53-96.

- Wagener, W.W. 1961. Guidelines for estimating the survival of fire-damaged trees in California. USDA For. Serv. Misc. Pap. 60, Pacific Southwest For. Range Exp. Stn., Berkeley.
- Waldrop, T.A., e P.H. Brose. 1999. A comparison of fire intensity levels for stand replacement of table mountain pine (*Pinus pungens* Lamb.). *Forest Ecol. Manage.* 113: 155-166.
- Walker, S.H., e D.B. Duncan. 1967. Estimation of the probability of an event as a function of several independent variables. *Biometrika* 54(1-2): 167-179.
- Wang, G.G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecol. Manage.* 163: 85-92.
- Ward, D. 1971. A controlled experiment to study factors influencing fire rate of spread in *Pinus pinaster* litter. *Forest Notes* 9(3): 39-47. Forests Dept., Perth.
- Watts, G., e R.G. Bridges. 1989. Estimation of fuel weight and prediction of fire behaviour in slash pine plantations. Forestry Commission of New South Wales, For. Res. Series No. 1, Sidney.
- Weatherspoon, C.P., G.A. Almond, e C.N. Skinner. 1989. Tree-centered spot firing - a technique for prescribed burning beneath standing trees. *West. J. Appl. Forest.* 4(1): 29-31.
- Weber, M.G., M. Hummel, e C.E. Van Wagner. 1987. Selected parameters of fire behavior and *Pinus banksiana* Lamb. regeneration in eastern Ontario. *Forest. Chron.* 63: 340-346.
- Weber, R.O., A.M. Gill, P.R. Lyons, P.H. Moore, R.A. Bradstock, e G.N. Mercer. 1995a. Modeling wildland fire temperatures. *CALMScience Supplement 4*: 23-26.
- Weber, R.O., A.M. Gill, P.R. Lyons, e G.N. Mercer. 1995b. Time dependence of temperature above wildland fires. *CALMScience Supplement 4*: 17-22.
- Weber, R.O., G.N. Mercer, G.J. Mahon, e W.R. Catchpole. 1995c. Predicting maximum inter-hummock distance for fire spread. *In Proc. Bushfire'95, the 5th Australian Bushfire Conf.*
- Weise, D.R., e G.S. Biging. 1996. Effects of wind velocity and slope on flame properties. *Can. J. Forest Res.* 26: 1849-1858.
- Weise, D.R., e G.S. Biging. 1997. A qualitative comparison of fire spread models incorporating wind and slope effects. *Forest Sci.* 43(2): 170-180.
- Welch, N.T., T.A. Waldrop, e E.R. Buckner. 2000. Response of southern Appalachian table mountain pine (*Pinus pungens*) and pitch pine (*P. rigida*) stands to prescribed burning. *Forest Ecol. Manage.* 136: 185-197.
- Whelan, R.J., N.H. de Jong, e S. Von der Burg. 1998. Variation in bradyspory and seedling recruitment without fire among populations of *Banksia serrata* (*Proteaceae*). *Aust. J. Ecol.* 23: 121-128.
- Whight, S., e R. Bradstock. 1999. Indices of fire characteristics in sandstone heath near Sydney, Australia. *Int. J. Wildland Fire* 9(2): 145-153.
- Williams, R.A. 1985. Use of prescribed fire on industrial lands in the Gulf coastal plain and uplands. *In Proc. Conf. Prescribed Fire and Smoke Management in the South*, USDA For. Serv. Southeast. For. Exp. Stn., Asheville. pp. 33-38.
- Williams, R.J., A.M. Gill, e P.H. Moore. 1998. Seasonal changes in fire behaviour in a tropical savanna in Northern Australia. *Int. J. Wildland Fire* 8(4): 227-240.
- Williams, R.J., G.D. Cook, A.M. Gill, e P.H. Moore. 1999. Fire regime, fire intensity and tree survival in a tropical savanna in northern Australia. *Aust. J. Ecol.* 24: 50-59.
- Williamson, G.B., e E.M. Black. 1981. High temperature of forest fires under pines as a selective advantage over oaks. *Nature* 293: 643-644.

- Wilson, A.G. 1988. Width of firebreak that is necessary to stop grass fires: some field experiments. *Can. J. Forest Res.* 18: 682-687.
- Wilson, R.A. 1980. Reformulation of forest fire spread equations in SI units. USDA For. Serv. Res. Note INT-292, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Wilson, R.A. 1982. A reexamination of fire spread in no-wind and no-slope. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-289, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Wilson, R.A. 1985. Observations of extinction and marginal burning states in free burning porous fuel beds. *Combust. Sci. Tech.* 44: 179-193.
- Wilson, R.A. 1987. A theoretical basis for modeling probability distributions of fire behavior. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-382, Intermt. Res. Stn., Ogden.
- Wilson, R.A. 1990. Reexamination of Rothermel's fire spread equations in no-wind and no-slope conditions. USDA For. Serv. Res. Pap. INT-434, Intermt. For. and Range Exp. Stn., Ogden.
- Wiltronics Research Pty. Ltd. 1997. T-H Fine Fuel Moisture Meter User Manual. Edition 3.0B, Ballarat, Victoria.
- Windisch, A.G., e R.E. Good 1991. Fire behavior and stem survival in the New Jersey pine plains. *In High Intensity Fire in Wildlands: Management Challenges and Options*, Proc. 17th Tall Timbers Fire Ecology Conf., Tall Timbers Res. Stn., Tallahassee. pp. 273-299.
- Wolff, M.F., G.F. Carrier, e F.E. Fendell. 1991. Wind-aided fire spread across arrays of discrete fuel elements. II. Experiments. *Combust. Sci. Technol.* 75: 261-289.
- Woodman, M., e R. Rawson. 1982. Fuel reduction burning in radiata pine plantations. Dept. Conserv. and Nat. Res., Fire Manage. Branch, Res. Rep. No. 14, Victoria.
- Wotton, B.M., R.S. McAlpine, e M.W. Hobbs. 1999. The effect of fire front width on surface fire behaviour. *Int. J. Wildland Fire* 9(4): 247-253.
- Wright, H.A. 1980. The role and use of fire in the semidesert grass-shrub type. USDA For. Serv. Gen. Int. Rep. INT-85, Intermt. Range and Exp. Stn., Ogden.
- Wright, H.A., e A.W. Bailey. 1982. Fire ecology, United States and Southern Canada. John Wiley and Sons, New York.
- Wright, H.A., L.F. Neuenschwander, e C.M. Britton. 1979. The role and use of fire in sagebrush-grass and pinyon-juniper plant communities. USDA For. Serv. Gen. Int. Rep. INT-58, Intermt. Range and Exp. Stn., Ogden.
- Wu, Y., F. Sklar, K. Gopu, e K. Rutchey. 1996. Fire simulations in the Everglades landscape using parallel programming. *Ecol. Model.* 93: 113-124.
- Wyant, J.G., P.N. Omi, e R.D. Laven. 1986. Fire induced tree mortality in a Colorado ponderosa pine / Douglas-fir stand. *Forest Sci.* 32(1): 49-59.
- York, M., e E. Buckner. 1983. Prescribed fire for hardwood control and fuel reduction in pine plantations on the Cumberland Plateau. *In Proc. Southern Silvicultural Res. Conf.*, Jones Jr., E.P. (Ed.). USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. SE-24, Southeast. For. Exp. Stn., Asheville.
- Zeide, B., e D. Sharer. 1998. Good forestry at a glance: a guide for managing even-aged loblolly pine stands. Arkansas Forest Resources Center, Arkansas Agric. Exp. Stn. and School of Forest Resources, University of Arkansas, Monticello.
- Zimmerman, G.T., e L.F. Neuenschwander. 1983. Fuel-load reductions resulting from prescribed burning in grazed and ungrazed Douglas-fir stands. *J. Range Manage.* 36(3): 346-350.

ANEXOS

ANEXO I

Cálculo da velocidade de propagação do fogo em pinhal bravo com equações ajustadas às *Forest Fire Behaviour Tables for Western Australia*

As tabelas de Sneeuwjagt e Peet (1985) são utilizadas para predizer o comportamento do fogo em tipos de vegetação comuns no SO da Austrália, incluindo plantações de *Pinus pinaster*. Porque o uso das tabelas é fastidioso, dificulta a comparação com outros sistemas de predição, e não permite cálculos automáticos, Beck (1995) ajustou equações aos dados que delas constam. Os coeficientes de determinação variaram entre 0,95 e 1, e a autora considera que as equações reproduzem as tabelas com suficiente exactidão para uso operacional.

As equações aqui apresentadas dizem respeito ao processo de cálculo da velocidade de propagação em pinhal bravo, que difere do *Eucalyptus marginata* no que respeita ao factor de combustível disponível, carga de combustível disponível, e factor de correcção da carga de combustível. Mantêm-se os símbolos utilizados no texto original, a não ser para as variáveis já anteriormente referidas neste estudo.

Factor de combustível disponível, representa a fracção da folhada cujo teor de humidade é inferior à humidade de extinção (à volta de 30% para os pinheiros):

$$AFF_{(PP/PR)} = 1 - \frac{1}{1 + U_{AFF} \exp(V M_{L+F})} + N_{AFF}$$

sendo: $U_{AFF} = 1,07 \exp(0,12 M)$
 $V = -0,00033 (M / 9,77)^{4,2} - 0,045$
 $N_{AFF} = ((1,67 M) / (M + 5,79)) - 1,56$

Carga de combustível disponível:

$$AFQ = AFF (W_{L+F}) + 0,90W_{pt+h} + 0,75 W_a$$

A formulação da equação anterior difere da original, na medida em que a quantidade de combustível herbáceo e arbustivo disponível é assumida em 90 e 75% (média da redução observada) da carga existente, respectivamente. As equações apresentadas por Beck (1995) não são aplicáveis, já que se referem a tipos de sub-bosque distintos.

Factor de correcção da carga de combustível:

$$FQCF = AFQ (-0,061 M + 0,24) + 1,28 - \frac{0,49}{[1 + 38,96 \exp (-0,25 M)]}$$

Índice de perigo de incêndio:

$$FDI = Yj + Aj \exp (U Nj)$$

em que:

$$Yj = 27,29 - 2,38 M + 0,045 M^2$$

$$Aj = 47,56 M \exp (-0,58 M) + 6,67$$

$$Nj = -0,0013 M^{1,60} + 0,43$$

Velocidade de propagação do fogo (m/min), corrigida para a carga de combustível e declive do terreno:

$$R = (FDI / 60) FQCF \exp (0,069 DECL)$$

Limites de utilização do sistema:

$$U < 11,2 \text{ km/h}$$

$$5\% < M < 40\%$$

$$30\% < M_{L+F} < 200\%$$

$$AFQ < 18 \text{ t/ha}$$

ANEXO II

Modelos de combustível para estimação da velocidade de propagação do fogo com o BEHAVE Plus 1.0

Parâmetros	Complexo-combustível		
	Folhada	Sub-bosque lenhoso	Sub-bosque não lenhoso
Cargas de combustível, t/ha			
1-htr ^a	5,69	7,25	6,93
10-htr ^b	-	0,23	0,12
arbustos vivos <6 mm	0,17	5,36	2,83
herbáceas vivas	-	0,13	1,40
Razões superfície/volume, cm⁻¹ ^c			
1-htr	45	54	65
arbustos vivos <6 mm	65	65	65
herbáceas vivas	-	85	85
Espessura, cm			
	3,9	29,3	20,4
Poder calorífico inferior, J/g ^d			
Combustível morto	20530	20750	19955
Combustível vivo	21300	21300	20277
Humidade de extinção, % ^e			
	45	45	45

^a Combustível morto Ø<6 mm

^b Combustível morto 6<Ø<25 mm

^c Com base em valores específicos indicados por Fernandes e Rego (1998a)

^d Com base em valores específicos indicados por Elvira e Hernando (1989) e Vega et al. (2000c)

^e Humidades de extinção inicialmente calculadas pelo programa: 30, 24 e 21%, para a folhada, sub-bosque lenhosos e sub-bosque não lenhoso, respectivamente.

ANEXO III

Anexo IIIa. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre a velocidade de propagação do fogo e as variáveis topográficas, meteorológicas e de humidade do combustível.

Variável	R_b (retaguarda do fogo)			
	Folhada ($n=23$)	Sub-bosque lenhoso ($n=32$)	Sub-bosque não lenhoso ($n=23$)	$n=78$
<i>DECL</i>	-0,25	0,10	0,07	0,04
<i>U</i>	0,09	0,05	0,25	-0,00
<i>U_{max}</i>	0,08	0,14	0,36	0,11
<i>T</i>	0,58 **	0,58 ***	0,17	0,27 *
<i>HR</i>	-0,38	-0,54 **	-0,15	-0,24 *
<i>M</i>	-0,57 **	-0,64 ***	-0,68 ***	-0,30 **
<i>M_{inf}</i>	-	-0,57 ***	-0,55 **	-0,19
<i>M_{el}</i>	-	-0,63 ***	-0,66 ***	-0,33 **
<i>M_{sup+F}</i>	-0,35	-0,67 ***	-0,10	-0,22
<i>M_F</i>	-0,42	-0,70 ***	-0,13	-0,32 **
<i>M_v</i>	-	0,47 **	0,12	0,42 **

Variável	R_h (cabeceira do fogo)			
	Folhada ($n=32$)	Sub-bosque lenhoso ($n=39$)	Sub-bosque não lenhoso ($n=21$)	$n=92$
<i>DECL</i>	0,62 ***	0,37 *	0,05	0,50 ***
<i>U</i>	0,35 *	0,67 ***	0,90 ***	0,69 ***
<i>U_{max}</i>	0,35 *	0,42 *	0,85 ***	0,65 ***
<i>T</i>	0,24	0,04	-0,14	-0,06
<i>HR</i>	-0,38 *	-0,14	-0,28	-0,06
<i>M</i>	-0,48 **	-0,40 *	-0,23	-0,25 *
<i>M_{inf}</i>	-	-0,42 **	-0,15	-0,24 *
<i>M_{el}</i>	-	-0,32 *	-0,21	-0,23 *
<i>M_{sup+F}</i>	-0,23	-0,22	0,32	0,09
<i>M_F</i>	-0,29	-0,28	0,31	-0,03
<i>M_v</i>	-	0,24	0,09	0,36 **

Anexo IIIb. Coeficientes de correlação de Pearson (r) entre a velocidade de propagação do fogo e os descritores estruturais do complexo-combustível.

Variável	R_b (n=78)	R_h (n=92)
W_L	-0,34 **	-0,31 **
W_F	-0,17	0,09
H_{pt+h}	-0,23	-0,23
COB_{pt+h}	0,45 ***	0,54 ***
W_{pt+h}	0,44 ***	0,56 ***
H_a	-0,05	-0,33 **
COB_a	0,50 ***	-0,23 *
W_a	0,51 ***	0,19
H_{sb}	-0,18	-0,50 ***
COB_{sb}	0,75 ***	0,23 *
W_{sup}	0,57 ***	-0,09
$W_{sb:l}$	0,63 ***	0,29 **

ANEXO IV

Anexo IVa. Correlações de Pearson (r) entre os descritores do complexo-combustível (retaguarda do fogo, n=78),

Variáveis		r	p
W_F	W_L	0,1036	0,3669
COB_{nl}	W_L	-0,5048	0,0000
COB_{nl}	W_F	-0,2326	0,0405
W_{nl}	W_L	-0,5515	0,0000
W_{nl}	W_F	-0,1604	0,1606
W_{nl}	COB_{nl}	0,9584	0,0000
$COBa$	W_L	0,0002	0,9986
$COBa$	W_F	-0,1534	0,1799
$COBa$	COB_{nl}	-0,1870	0,1011
$COBa$	W_{nl}	-0,1899	0,0958
$COBsb$	W_L	-0,3945	0,0004
$COBsb$	W_F	-0,2841	0,0117
$COBsb$	COB_{nl}	0,6249	0,0000
$COBsb$	W_{nl}	0,5905	0,0000
$COBsb$	$COBa$	0,6316	0,0000
W_a	W_L	-0,1955	0,0863
W_a	W_F	-0,1588	0,1649
W_a	COB_{nl}	-0,0199	0,8626
W_a	W_{nl}	-0,0432	0,7074
W_a	$COBa$	0,9117	0,0000
W_a	$COBsb$	0,6653	0,0000
sb:L	W_L	-0,6198	0,0000
sb:L	W_F	-0,1426	0,2130
sb:L	COB_{nl}	0,6133	0,0000
sb:L	W_{nl}	0,6742	0,0000
sb:L	$COBa$	0,4649	0,0000
sb:L	$COBsb$	0,8077	0,0000
sb:L	W_a	0,6514	0,0000
W_{sup}	W_L	0,0194	0,8659
W_{sup}	W_F	-0,1903	0,0952
W_{sup}	COB_{nl}	0,2195	0,0535
W_{sup}	W_{nl}	0,1941	0,0886
W_{sup}	$COBa$	0,8195	0,0000
W_{sup}	$COBsb$	0,7750	0,0000
W_{sup}	W_a	0,8859	0,0000
W_{sup}	sb:L	0,6915	0,0000

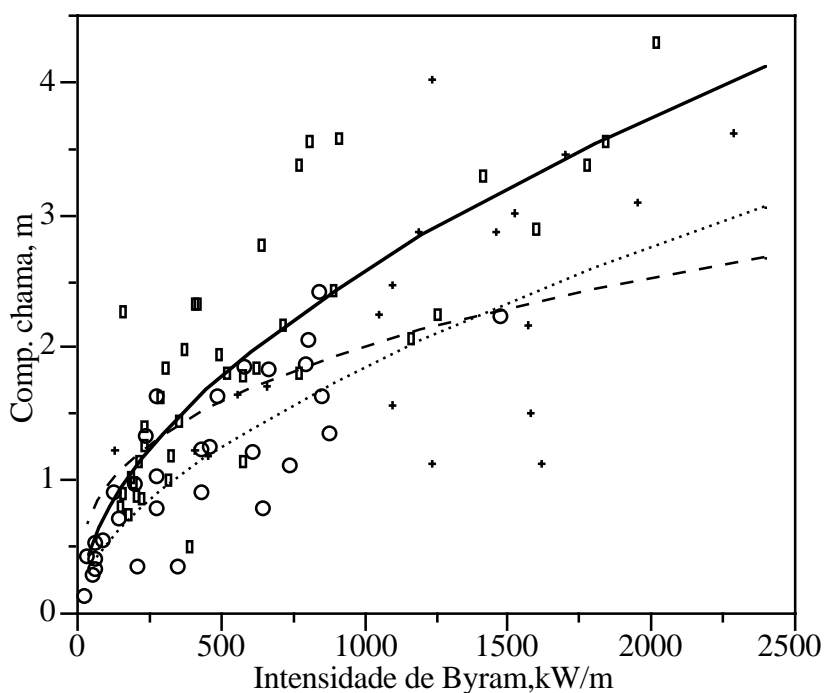
Anexo IVb. Correlações de Pearson (r) entre os descritores do complexo-combustível (cabeceira do fogo, n=92).

Variáveis		r	p
<i>W_F</i>	<i>W_L</i>	0,0183	0,8623
<i>COBnl</i>	<i>W_L</i>	-0,4651	0,0000
<i>COBnl</i>	<i>W_F</i>	-0,1589	0,1303
<i>W_{nl}</i>	<i>W_L</i>	-0,4966	0,0000
<i>W_{nl}</i>	<i>W_F</i>	-0,1081	0,3050
<i>W_{nl}</i>	<i>COBnl</i>	0,9658	0,0000
<i>COBa</i>	<i>W_L</i>	-0,0251	0,8126
<i>COBa</i>	<i>W_F</i>	-0,0687	0,5152
<i>COBa</i>	<i>COBnl</i>	-0,1931	0,0652
<i>COBa</i>	<i>W_{nl}</i>	-0,2078	0,0469
<i>COBsb</i>	<i>W_L</i>	-0,3759	0,0002
<i>COBsb</i>	<i>W_F</i>	-0,1568	0,1356
<i>COBsb</i>	<i>COBnl</i>	0,5812	0,0000
<i>COBsb</i>	<i>W_{nl}</i>	0,5534	0,0000
<i>COBsb</i>	<i>COBa</i>	0,6764	0,0000
<i>W_a</i>	<i>W_L</i>	-0,1660	0,1139
<i>W_a</i>	<i>W_F</i>	-0,0865	0,4125
<i>W_a</i>	<i>COBnl</i>	-0,0648	0,5392
<i>W_a</i>	<i>W_{nl}</i>	-0,1008	0,3391
<i>W_a</i>	<i>COBa</i>	0,9363	0,0000
<i>W_a</i>	<i>COBsb</i>	0,7071	0,0000
<i>sb:L</i>	<i>W_L</i>	-0,5652	0,0000
<i>sb:L</i>	<i>W_F</i>	-0,0841	0,4254
<i>sb:L</i>	<i>COBnl</i>	0,6254	0,0000
<i>sb:L</i>	<i>W_{nl}</i>	0,6613	0,0000
<i>sb:L</i>	<i>COBa</i>	0,4909	0,0000
<i>sb:L</i>	<i>COBsb</i>	0,8628	0,0000
<i>sb:L</i>	<i>W_a</i>	0,6314	0,0000
<i>W_{sup}</i>	<i>W_L</i>	0,1329	0,2065
<i>W_{sup}</i>	<i>W_F</i>	-0,1293	0,2194
<i>W_{sup}</i>	<i>COBnl</i>	0,1497	0,1545
<i>W_{sup}</i>	<i>W_{nl}</i>	0,1129	0,2838
<i>W_{sup}</i>	<i>COBa</i>	0,8286	0,0000
<i>W_{sup}</i>	<i>COBsb</i>	0,7758	0,0000
<i>W_{sup}</i>	<i>W_a</i>	0,8683	0,0000
<i>W_{sup}</i>	<i>sb:L</i>	0,6495	0,0000

ANEXO V

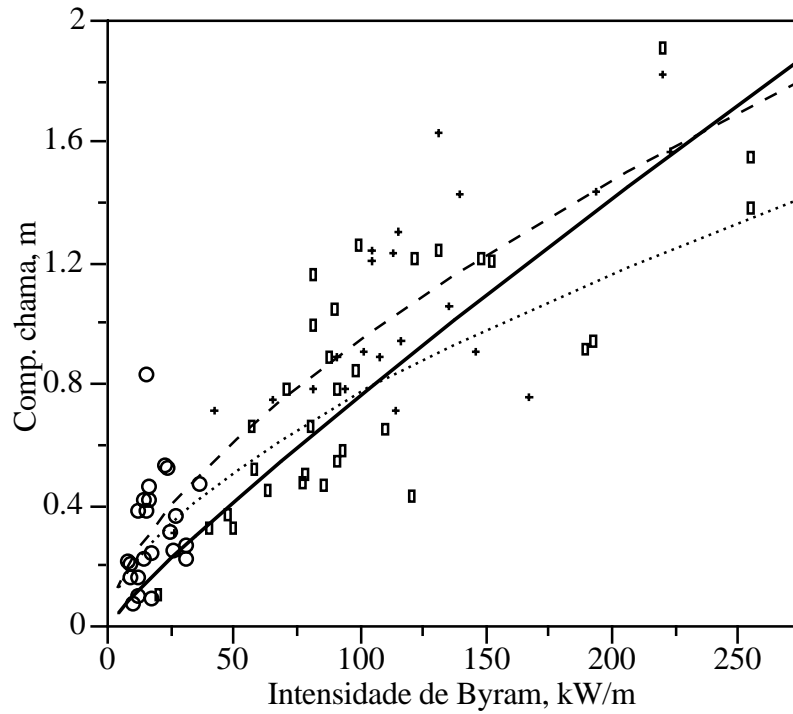
Relações entre o comprimento da chama e a intensidade da frente de Byram, individualizadas por complexo-combustível e sentido da propagação do fogo

Cabeceira do fogo



As linhas pontilhada, contínua e tracejada correspondem à folhada (símbolo O), sub-bosque lenhoso (retângulo), e sub-bosque não lenhoso (+). Duas observações extremas não visualizadas.

Retaguarda do fogo



As linhas pontuada, contínua e tracejada correspondem à folhada (símbolo O), sub-bosque lenhoso (rectângulo), e sub-bosque não lenhoso (+).

ANEXO VI

Correlações entre os descritores da severidade do fogo

Variáveis		r	n	p
<i>DAPm</i>	<i>MORT</i>	0,0359	30	0,8505
<i>Max DAPm</i>	<i>MORT</i>	0,3666	30	0,0463
<i>Max DAPm</i>	<i>DAPm</i>	0,8846	30	0,0000
<i>h_s</i>	<i>MORT</i>	-0,2855	51	0,0422
<i>h_s</i>	<i>DAPm</i>	0,8022	30	0,0000
<i>h_s</i>	<i>Max DAPm</i>	0,6321	30	0,0002
<i>Rh_s</i>	<i>MORT</i>	0,5232	89	0,0000
<i>Rh_s</i>	<i>DAPm</i>	0,7059	30	0,0000
<i>Rh_s</i>	<i>DAPm</i>	0,7317	30	0,0000
<i>Rh_s</i>	<i>h_s</i>	0,4412	51	0,0012
<i>RCs</i>	<i>MORT</i>	0,6099	89	0,0000
<i>RCs</i>	<i>DAPm</i>	0,6202	30	0,0003
<i>RCs</i>	<i>DAPm</i>	0,7013	30	0,0000
<i>RCs</i>	<i>h_s</i>	0,2284	51	0,1070
<i>RCs</i>	<i>Rh_s</i>	0,9498	89	0,0000
<i>RTs</i>	<i>MORT</i>	0,7247	89	0,0000
<i>RTs</i>	<i>DAPm</i>	0,6481	30	0,0001
<i>RTs</i>	<i>Max DAPm</i>	0,7347	30	0,0000
<i>RTs</i>	<i>h_s</i>	-0,0666	51	0,6423
<i>RTs</i>	<i>Rh_s</i>	0,7871	89	0,0000
<i>RTs</i>	<i>RCs</i>	0,8487	89	0,0000
<i>Pw_{sup}</i>	<i>MORT</i>	0,0775	89	0,4705
<i>Pw_{sup}</i>	<i>DAPm</i>	0,4585	30	0,0108
<i>Pw_{sup}</i>	<i>Max DAPm</i>	0,5042	30	0,0045
<i>Pw_{sup}</i>	<i>h_s</i>	0,3749	51	0,0067
<i>Pw_{sup}</i>	<i>Rh_s</i>	-0,1635	89	0,1257
<i>Pw_{sup}</i>	<i>RCs</i>	-0,0852	89	0,4274
<i>Pw_{sup}</i>	<i>RTs</i>	0,1238	89	0,2479
<i>w_{sup}</i>	<i>MORT</i>	0,2683	89	0,0110
<i>w_{sup}</i>	<i>DAPm</i>	0,4287	30	0,0181
<i>w_{sup}</i>	<i>Max DAPm</i>	0,4704	30	0,0087
<i>w_{sup}</i>	<i>h_s</i>	0,3682	51	0,0078
<i>w_{sup}</i>	<i>Rh_s</i>	0,5716	89	0,0000
<i>w_{sup}</i>	<i>RCs</i>	0,5306	89	0,0000
<i>w_{sup}</i>	<i>RTs</i>	0,5286	89	0,0000
<i>w_{sup}</i>	<i>Pw_{sup}</i>	-0,0268	89	0,8028
<i>w_F</i>	<i>MORT</i>	0,2673	89	0,0113
<i>w_F</i>	<i>DAPm</i>	0,5904	30	0,0006

w _F	<i>Max DAPm</i>	0,6984	30	0,0000
w _F	<i>h_s</i>	0,2944	51	0,0360
w _F	<i>Rh_s</i>	0,0841	89	0,4333
w _F	<i>RCs</i>	0,2131	89	0,0450
w _F	<i>RTs</i>	0,2587	89	0,0144
w _F	<i>Pw_{sup}</i>	0,4583	89	0,0000
w _F	<i>w_{sup}</i>	0,0422	89	0,6943
<i>Pw_T</i>	<i>MORT</i>	0,4289	88	0,0000
<i>Pw_T</i>	<i>DAPm</i>	0,4632	30	0,0099
<i>Pw_T</i>	<i>Max DAPm</i>	0,6537	30	0,0001
<i>Pw_T</i>	<i>h_s</i>	0,1866	51	0,1898
<i>Pw_T</i>	<i>Rh_s</i>	0,3253	88	0,0020
<i>Pw_T</i>	<i>RCs</i>	0,3992	88	0,0001
<i>Pw_T</i>	<i>RTs</i>	0,5404	88	0,0000
<i>Pw_T</i>	<i>Pw_{sup}</i>	0,4591	88	0,0000
<i>Pw_T</i>	<i>w_{sup}</i>	0,4073	88	0,0001
<i>Pw_T</i>	<i>w_F</i>	0,6672	88	0,0000
w _T	<i>MORT</i>	0,3911	89	0,0002
w _T	<i>DAPm</i>	0,6426	30	0,0001
w _T	<i>Max DAPm</i>	0,7550	30	0,0000
w _T	<i>h_s</i>	0,3166	51	0,0236
w _T	<i>Rh_s</i>	0,4390	89	0,0000
w _T	<i>RCs</i>	0,5035	89	0,0000
w _T	<i>RTs</i>	0,5502	89	0,0000
w _T	<i>Pw_{sup}</i>	0,2621	89	0,0131
w _T	<i>w_{sup}</i>	0,6097	89	0,0000
w _T	<i>w_F</i>	0,7546	89	0,0000
w _T	<i>Pw_T</i>	0,7638	88	0,0000
<i>Pw_L</i>	<i>MORT</i>	0,0768	89	0,4747
<i>Pw_L</i>	<i>DAPm</i>	0,3241	30	0,0806
<i>Pw_L</i>	<i>Max DAPm</i>	0,2311	30	0,2192
<i>Pw_L</i>	<i>h_s</i>	0,2349	51	0,0971
<i>Pw_L</i>	<i>Rh_s</i>	0,1821	89	0,0877
<i>Pw_L</i>	<i>RCs</i>	0,1794	89	0,0925
<i>Pw_L</i>	<i>RTs</i>	0,2731	89	0,0096
<i>Pw_L</i>	<i>Pw_{sup}</i>	0,6580	89	0,0000
<i>Pw_L</i>	<i>w_{sup}</i>	0,3242	89	0,0019
<i>Pw_L</i>	<i>w_F</i>	0,3191	89	0,0023
<i>Pw_L</i>	<i>Pw_T</i>	0,4734	88	0,0000
<i>Pw_L</i>	<i>w_{sup}</i>	0,4387	89	0,0000
<i>Pw_F</i>	<i>MORT</i>	0,3829	89	0,0002
<i>Pw_F</i>	<i>DAPm</i>	0,4828	30	0,0069
<i>Pw_F</i>	<i>Max DAPm</i>	0,6592	30	0,0001
<i>Pw_F</i>	<i>h_s</i>	0,1588	51	0,2658

P_{wF}	Rh_s	0,1989	89	0,0616
P_{wF}	RCs	0,3090	89	0,0032
P_{wF}	RTs	0,4325	89	0,0000
P_{wF}	$P_{w_{sup}}$	0,4570	89	0,0000
P_{wF}	w_{sup}	0,1825	89	0,0869
P_{wF}	w_F	0,8400	89	0,0000
P_{wF}	P_{wT}	0,9182	88	0,0000
P_{wF}	w_T	0,7286	89	0,0000
P_{wF}	P_{wL}	0,3433	89	0,0010
P_{w_a}	$MORT$	0,2262	61	0,0796
P_{w_a}	$DAPm$	0,6334	30	0,0002
P_{w_a}	$Max DAPm$	0,6285	30	0,0002
P_{w_a}	h_s	0,4342	51	0,0015
P_{w_a}	Rh_s	0,1543	61	0,2351
P_{w_a}	RCs	0,2634	61	0,0403
P_{w_a}	RTs	0,4971	61	0,0000
P_{w_a}	$P_{w_{sup}}$	0,9270	61	0,0000
P_{w_a}	w_{sup}	0,2898	61	0,0235
P_{w_a}	w_F	0,4783	61	0,0001
P_{w_a}	P_{wT}	0,5279	61	0,0000
P_{w_a}	w_T	0,4911	61	0,0001
P_{w_a}	P_{wL}	0,4705	61	0,0001
P_{w_a}	P_{wF}	0,4906	61	0,0001
PQ	$MORT$	0,5856	89	0,0000
PQ	$DAPm$	0,3876	30	0,0343
PQ	$Max DAPm$	0,6447	30	0,0001
PQ	h_s	-0,0523	51	0,7157
PQ	Rh_s	0,4448	89	0,0000
PQ	RCs	0,5652	89	0,0000
PQ	RTs	0,6720	89	0,0000
PQ	$P_{w_{sup}}$	0,2421	89	0,0222
PQ	w_{sup}	0,5387	89	0,0000
PQ	w_F	0,4412	89	0,0000
PQ	P_{wT}	0,6059	88	0,0000
PQ	w_T	0,6452	89	0,0000
PQ	P_{wL}	0,3056	89	0,0036
PQ	P_{wF}	0,5744	89	0,0000
PQ	$P_{w_{sup}}$	0,4532	61	0,0002
P_{wLF}	$MORT$	0,4110	88	0,0001
P_{wLF}	$DAPm$	0,4019	30	0,0277
P_{wLF}	$Max DAPm$	0,6067	30	0,0004
P_{wLF}	h_s	0,0724	51	0,6136
P_{wLF}	Rh_s	0,2150	88	0,0443
P_{wLF}	RCs	0,3113	88	0,0032

P_{wLF}	RT_s	0,4352	88	0,0000
P_{wLF}	$P_{w_{sup}}$	0,4707	88	0,0000
P_{wLF}	w_{sup}	0,1963	88	0,0668
P_{wLF}	w_F	0,7063	88	0,0000
P_{wLF}	P_{w_T}	0,9412	88	0,0000
P_{wLF}	w_T	0,6615	88	0,0000
P_{wLF}	P_{w_L}	0,4468	88	0,0000
P_{wLF}	P_{w_F}	0,9255	88	0,0000
P_{wLF}	P_{w_a}	0,3643	61	0,0039
P_{wLF}	PQ	0,5121	88	0,0000
d_t	$MORT$	0,5028	63	0,0000
d_t	$DAPm$	0,8019	30	0,0000
d_t	$Max DAPm$	0,7943	30	0,0000
d_t	h_s	0,3673	51	0,0080
d_t	Rh_s	0,3691	63	0,0029
d_t	RCs	0,5328	63	0,0000
d_t	RT_s	0,7116	63	0,0000
d_t	$P_{w_{sup}}$	0,5888	63	0,0000
d_t	w_{sup}	0,2578	63	0,0414
d_t	w_F	0,5922	63	0,0000
d_t	P_{w_T}	0,5829	63	0,0000
d_t	w_T	0,6036	63	0,0000
d_t	P_{w_L}	0,3196	63	0,0107
d_t	P_{w_F}	0,5775	63	0,0000
d_t	P_{w_a}	0,7181	61	0,0000
d_t	PQ	0,5602	63	0,0000
d_t	P_{wLF}	0,5388	63	0,0000

ANEXO VII**Adaptação da matriz de severidade do fogo de Ryan e Noste (1985)**

Classe de profundidade de queima	Classe de comprimento da chama, m				
	1 (0-0,6)	2 (0,6-1,2)	3 (1,2-2,4)	4 (2,4-3,6)	5 (>3,6)
Não queimado Folhada não afectada pelo fogo.	1 - NQ	2 - NQ	3 - NQ	4 - NQ	5 - NQ
Ligeira Folhada superior carbonizada ou consumida, folhada inferior pode ficar carbonizada. <2% da area profundamente consumida, <15% moderadamente consumida, area remanescente ligeiramente carbonizada ou não ardida.	1 - L	2 - L	3 - L	4 - L	5 - L
Moderada A folhada é consumida, a restante manta morta é profundamente carbonizada ou consumida. <10% da area profundamente carbonizada, >15% moderadamente carbonizada	1 - M	2 - M	3 - M	5 - M	1 - M
Elevada Manta morta é totalmente eliminada, e o horizonte superior do solo mineral é visivelmente alterado. >10% da area profundamente carbonizada, >80% moderada ou profundamente carbonizada, a restante área ligeiramente carbonizada.	1 - E	2 - E	3 - E	4 - E	5 - E