



LABORATÓRIO NACIONAL DE ENGENHARIA CIVIL

Departamento de Hidráulica e Ambiente
Núcleo de Águas Subterrâneas

Proc. 0607/14/15798

AVALIAÇÃO DO IMPACTE DE FOGOS FLORESTAIS NOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS

Relatório Final de Execução Material

Autoria:

João Paulo Lobo Ferreira (Coord.)

Manuel Mendes Oliveira

Maria Emília Novo

Isabel Laranjeira

Teresa Leitão

Maria José Henriques

Nuno Martinho

Luís Quinta-Nova

Paulo Fernandez

Maria Helena Lopes

Eduardo Paralta

Rui Tujeira

Natália Roque

Susana Dias

Susana Mestre

Márcia Freire

Margarida Galhetas

Susana Gomes

Carlos Matos

Miguel Gamboa

POCI/AGR/59180/2004

Estudo executado para a Fundação para a Ciência e a Tecnologia

Lisboa, Julho de 2009

I & D Hidráulica e Ambiente



MINISTÉRIO DAS OBRAS PÚBLICAS, TRANSPORTES E COMUNICAÇÕES
Laboratório Nacional de Engenharia Civil

DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E AMBIENTE
Núcleo de Águas Subterrâneas

Proc. 0607/14/15798

POCI/AGR/59180/2004

**AVALIAÇÃO DO IMPACTE DE FOGOS FLORESTAIS
NOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS**

Relatório Final de Execução Material

Lisboa, Junho de 2009

Estudo realizado para:

FCT Fundação para a Ciência e a Tecnologia

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E ENSINO SUPERIOR

**Ciência.Inovação
2010**

Programa Operacional Ciência e Inovação 2010

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, INOVAÇÃO E ENSINO SUPERIOR

POCI/AGR/59180/2004 “Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos”

RESUMO

O presente trabalho corresponde ao relatório final do Projecto POCI/AGR/59180/2004 “Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos” e nele se avalia o impacto dos fogos no meio hídrico superficial e subterrâneo, considerando as alterações quantitativas no meio hídrico – escoamento superficial, recarga, evapotranspiração – e de qualidade. Na avaliação da alteração da qualidade das águas consideraram-se como fontes de contaminação os solos ardidos e as cinzas da matéria vegetal ardida, cuja caracterização foi realizada em ensaios de queima e de lixiviação. Os poluentes avaliados foram os elementos inorgânicos, os metais pesados e os hidrocarbonetos. Os trabalhos de campo visaram a caracterização das unidades florísticas das áreas ardidas, recolha de amostras para os ensaios de queima e lixiviação assim como a amostragem das águas superficiais e subterrâneas para a avaliação das alterações na sua qualidade e a evolução da poluição ao longo do tempo. Este conhecimento foi integrado na avaliação do caso de Manteigas, considerando (1) as alterações na recarga e escoamento superficial, (2) definindo as cargas poluentes a partir das associações florísticas definidas para a área ardida e os resultados dos ensaios das queimas, (3) calculando com base nesta informação e em cenários as quantidades de poluentes que estariam disponíveis para entrar no meio hídrico e durante quanto tempo a sua entrada se faria sentir, (4) calculando os tempos de permanência dos poluentes no meio subterrâneo em função das suas características hidrogeológicas. Por fim aplicou-se a metodologia DPSIR à problemática dos fogos e fez-se uma análise das diversas medidas de prevenção e mitigação conhecidas, avaliando a sua eficácia para diferentes condições do meio afectado pelo fogo. No último capítulo sugere-se um conjunto de linhas de investigação futura para melhorar o conhecimento do impacto dos fogos sobre o meio hídrico e dos métodos mais eficazes de mitigação dos seus efeitos, os quais devem ser projectados em função das características da área afectada (não apenas físicas mas também sócio-económicas) e das características do fogo que afectou tal área.

ABSTRACT

This is the final report concerning the Project POCI/AGR/59180/2004 “Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos” for the evaluation of fire impacts on the surface waters and groundwater of a burned area. The quantitative changes – runoff, recharge, evapotranspiration – are evaluated, as well as the changes in surface and groundwater quality. In the evaluation of the qualitative changes, the contamination sources considered were the burned soils and the ashes of the destroyed vegetation, and these sources were characterised through incineration and leaching tests. The pollutants considered were inorganic elements, heavy metals and hydrocarbon compounds. Field work was carried to identify the vegetation cover units, sample gathering for the incineration and leaching tests, and sampling of surface and groundwater for evaluation of changes in their quality and the evolution of these changes throughout time. This knowledge was integrated in the evaluation of the Manteigas case study considering (1) changes in recharge and runoff, (2) ascertaining the pollution loads from the vegetation units identified in the burned area and from the incineration tests above mentioned, (3) using this information as well as scenarios to evaluate the amount of pollutants available to enter the hydrologic environment and the length of time they would enter the water environment, (4) computing the residence times of the pollutants on the groundwater environment, according with the hydrogeologic properties of this medium. The DPSIR methodology was also applied to the fire issues, with an analysis of the several strategies of prevention and mitigation known to date, in order to evaluate their efficiency under diverse conditions of the area affected by the fire. In the last chapter a set of investigation themes are enumerated, in order to improve the knowledge of fire impacts on the hydrologic environment and the most effective methods of mitigation, which methods must be designed taking into account the characteristics (not only physical but also socio-economical) of the burned area and of the fire characteristics that impacted the area.

ÍNDICE DO TEXTO

1	Introdução	1
1.1	Objectivos genéricos e âmbito do estudo.....	4
1.2	Objectivos específicos.....	5
1.3	Organização e apresentação do relatório	6
1.4	Enquadramento da temática dos fogos florestais.....	8
2	Áreas de estudo.....	11
2.1	Caracterização das zonas dos estudos qualitativos: a região de Mação	12
2.1.1	Seleção das áreas de estudo	14
2.1.2	Enquadramento das áreas de estudo na região de Mação.....	15
2.2	Caracterização das zonas de estudos quantitativos: zonas de Ponte Panasco, Couto de Andreiros e Manteigas	18
2.2.1	Caracterização da bacia hidrográfica da ribeira de Nisa a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco	19
2.2.2	Caracterização da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Couto de Andreiros.....	21
2.2.3	Caracterização da bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante da estação hidrométrica de Manteigas.....	24
3	Estudo dos Impactos dos Fogos na Quantidade de Recursos Hídricos Subterrâneos.....	27
3.1	Revisão Bibliográfica.....	27
3.1.1	O fenómeno do fogo	27
3.1.1.1	O fogo e seus impactes.....	27
3.1.1.2	Causas do fogo	29
3.1.1.3	Frequência, severidade e intensidade do fogo.....	30
3.1.2	Os fogos em Portugal.....	33
3.1.2.1	Evolução cronológica do número de ocorrências e da área ardida.....	33
3.1.2.2	Factores explicativos da distribuição espacial do número de ocorrências e da área ardida em Portugal.....	36
3.1.2.2.1	Clima	36
3.1.2.2.2	Coberto vegetal	37
3.1.2.2.3	Outros factores.....	39

3.1.3	Impacto dos fogos na parte quantitativa do ciclo hidrológico	40
3.1.3.1	O ciclo hidrológico e o coberto vegetal.....	40
3.1.3.2	A resposta do ciclo hidrológico ao fogo: o escoamento superficial, escoamento directo e o caudal de ponta	44
3.1.3.2.1	Introdução	44
3.1.3.2.2	Escoamento superficial	45
3.1.3.2.3	Escoamento directo	47
3.1.3.2.4	Caudal de ponta	49
3.1.3.2.5	Considerações várias	51
3.1.3.3	O efeito do fogo sobre o solo e o coberto vegetal e sua implicação no comportamento hídrico	51
3.1.3.3.1	Alteração das propriedades físico-químicas do solo	51
3.1.3.3.2	O carácter hidrofóbico dos solos	54
3.1.3.3.3	A erosão dos solos	62
3.1.4	Decomposição do escoamento superficial em escoamento directo e escoamento base	70
3.1.4.1	As componentes do escoamento superficial	70
3.1.4.2	Hidrogramas de escoamento	71
3.1.4.3	Separação das componentes do escoamento superficial	72
3.1.4.4	O programa de computador Dechidr_VB.VBP	79
3.1.4.5	O degelo e sua consideração na decomposição das componentes do escoamento superficial	82
3.1.4.5.1	Introdução	83
3.1.4.5.2	Balço energético	84
3.2	Avaliação dos impactos dos fogos em duas áreas de estudo: ribeira de Nisa e rio Zêzere	89
3.2.1	Área ardida da bacia hidrográfica da ribeira de Nisa a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco	89
3.2.1.1	Introdução	89
3.2.1.2	Dados de base considerados	90
3.2.1.2.1	Escoamento superficial	90
3.2.1.2.2	Precipitação	92
3.2.1.3	Detecção de alteração no escoamento superficial	94
3.2.1.3.1	Curva de dupla acumulação dos escoamentos	94
3.2.1.3.2	Análise de médias	96
3.2.1.3.3	Curva de dupla acumulação das precipitações	96
3.2.1.3.4	Análise por anos hidrológicos	97
3.2.1.3.5	Análise por meses	99

3.2.1.4	Detecção de alteração do caudal de ponta	100
3.2.1.5	Decomposição do escoamento superficial em escoamento directo e em escoamento de base.....	101
3.2.1.6	Detecção de alterações no escoamento directo.....	102
3.2.1.6.1	Curva de dupla acumulação dos escoamentos directos	102
3.2.1.6.2	Análise de médias	103
3.2.1.6.3	Análise dos primeiros meses do ano hidrológico	103
3.2.1.6.4	Análise por anos hidrológicos	104
3.2.1.7	Detecção de alterações no escoamento de base.....	105
3.2.1.7.1	Curva de dupla acumulação dos escoamentos de base	105
3.2.1.7.2	Análise de médias	105
3.2.1.7.3	Análise dos primeiros meses do ano hidrológico	106
3.2.1.7.4	Análise por anos hidrológicos	107
3.2.2	Área ardida da bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante da estação hidrométrica de Manteigas.....	107
3.2.2.1	Introdução	107
3.2.2.2	Dados de base	108
3.2.2.2.1	Escoamento superficial	108
3.2.2.2.2	Precipitação	108
3.2.2.3	Detecção de alterações do comportamento hídrico em resultado do fogo.....	109
3.2.2.3.1	Análise de médias	109
3.2.2.3.2	Análise dos valores máximos de nível hidrométrico instantâneo	110
3.2.2.3.3	Análise utilizando dados mensais	111
3.2.2.3.4	Outras considerações	111
3.3	Considerações finais	111
4	Estudo da Carga Poluente nas Cinzas da Matéria Vegetal em Áreas Ardidas	113
4.1	Introdução	113
4.2	Caracterização das amostras de águas	114
4.3	Caracterização de solos e cinzas de incêndios.....	115
4.3.1	Estudo da composição de cinzas e solos amostrados em campo.....	115
4.3.2	Estudo da lixiviação de cinzas e solos amostrados em campo	124
4.4	Caracterização de cinzas de biomassa florestal	128
4.4.1	Caracterização da massa florestal utilizada nos ensaios de combustão e análise das cinzas.....	128
4.4.2	Caracterização das cinzas da biomassa florestal.....	131
4.4.2.1	Ensaio de combustão da biomassa.....	131
4.4.2.2	Caracterização das cinzas de combustão de biomassa (espécies	

arbustivas e arbóreas)	133
4.4.2.2.1 Caracterização das cinzas de biomassa, com referência a cada espécie vegetal	134
4.4.2.2.2 Caracterização das cinzas de biomassa, por lote de espécies vegetais	135
4.4.2.2.3 Estudo da lixiviação de cinzas de biomassa	140
4.5 Conclusões	143
5 Caracterização e Análise do Coberto Vegetal Lenhoso e o seu Contributo para a Produção de Cinzas Resultantes de Incêndios Florestais	143
5.1 Recolha e análise de dados	143
5.1.1 Metodologia.....	144
5.1.1.1 Amostragem.....	144
5.1.1.2 Recolha de dados e caracterização das comunidades vegetais	146
5.1.1.2.1 Inventário fitossociológico	146
5.1.1.2.2 Caracterização pedológica	147
5.1.1.3 Análise estatística	147
5.1.1.3.1 Análise canónica de correspondências (ACC)	148
5.1.1.3.2 Classificação aglomerativa	148
5.1.1.4 Recolha de material vegetal para incineração.....	149
5.1.1.5 Estimativa da biomassa florestal	150
5.1.2 Cartografia da vegetação	151
5.2 Resultados do estudo.....	152
5.2.1 Caracterização pedológica.....	152
5.2.2 Inventário fitossociológico	156
5.2.3 Análise canónica de correspondências (ACC)	165
5.2.4 Classificação aglomerativa dos locais de amostragem	170
5.2.5 Mapas de Krigagem da Biomassa Florestal	173
5.3 Caracterização da ocupação do solo anterior ao fogo florestal na bacia do rio Zêzere	175
6 Estudo dos Impactos dos Fogos na Qualidade de Recursos Hídricos Subterrâneos	176
6.1 Introdução	176
6.2 Revisão bibliográfica	178
6.2.1 Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e a importância do seu estudo em áreas ardidas	178

6.2.2	Abundância, características físico-químicas e exposição humana.....	180
6.3	Valores orientadores para a gestão da qualidade dos solos e das águas subterrâneas	181
6.3.1	Sistemas adoptados pela Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos – EPA	181
6.4	Plano de monitorização das áreas de estudo.....	185
6.4.1	Introdução	185
6.4.2	Descrição geral	185
6.4.2.1	Escala espacial	186
6.4.2.2	Escala temporal	186
6.4.2.3	Seleção de parâmetros e métodos analíticos.....	186
6.4.2.4	Crítérios de selecção dos pontos de amostragem de água.....	189
6.4.2.5	Crítérios de selecção dos pontos de amostragem de solos	190
6.5	Descrição das campanhas de monitorização	191
6.5.1	Introdução	191
6.5.2	Caracterização da qualidade das águas superficiais e subterrâneas.....	192
6.5.2.1	Colheita de amostras de água	192
6.5.2.2	Colheita de amostras de solos e cinzas “ <i>in situ</i> ”	193
6.5.3	Campanhas de amostragem de águas, solos e cinzas nas áreas ardidas.....	193
6.5.3.1	Bacia do Caratão (ardeu em 1999 e 2003)	193
6.5.3.1.1	Pontos de amostragem de água	193
6.5.3.1.2	Pontos de amostragem de solos	196
6.5.3.1.3	Pontos de amostragem de cinzas e procedimento utilizado para a obtenção de cinzas em laboratório.....	198
6.5.3.1.3.1	Espécies lenhosas inventariadas na bacia do Caratão.....	198
6.5.3.1.3.2	Incineração das espécies arbustivas inventariadas na bacia do Caratão	199
6.5.3.2	Bacia do Carvoeiro (ardeu em 2003)	200
6.5.3.2.1	Pontos de amostragem de água	200
6.5.3.2.2	Pontos de amostragem de solos	204
6.5.3.3	Bacia do Penhascoso (ardeu a 4 de Agosto de 2006)	205
6.5.3.3.1	Considerações gerais	205
6.5.3.3.2	Pontos de amostragem de águas	206
6.5.3.3.3	Pontos de amostragem de solos e cinzas.....	209
6.5.3.4	Bacia da Quebrada (área não ardida).....	211
6.5.3.4.1	Considerações introdutórias.....	211
6.5.3.4.2	Pontos de amostragem de águas	212

6.5.3.4.3 Pontos de amostragem de solos	217
6.6 Qualidade das águas e dos solos em áreas florestais queimadas	217
6.6.1 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs).....	217
6.6.1.1 Introdução	217
6.6.1.2 Relevância dos HAPs em fogos florestais.....	218
6.6.1.3 Definição	218
6.6.1.4 Origem	221
6.6.1.5 Propriedades físico-químicas	221
6.6.1.5.1 Solubilidade	222
6.6.1.5.2 Densidade	224
6.6.1.5.3 Pressão vapor	224
6.6.1.5.4 Coeficiente de partição octanol/água (K_{ow})	225
6.6.1.5.5 Coeficiente de partição carbono orgânico/água (K_{oc})	225
6.6.1.5.6 Volatilização	225
6.6.1.6 Propriedades químicas.....	226
6.6.2 Identificação e caracterização das fontes de HAPs em áreas florestais queimadas	226
6.6.2.1 Introdução	226
6.6.2.2 Fases de desenvolvimento de um fogo florestal	227
6.6.2.3 Emissão de substâncias contaminantes pelos fogos florestais	229
6.6.2.3.1 Introdução	229
6.6.2.3.2 Composição do fumo	229
6.6.2.3.3 Origem e distribuição de HAPs na atmosfera	230
6.6.2.3.4 Níveis de concentração de HAPs no fumo	230
6.6.2.3.5 Taxas de emissão de HAPs	232
6.6.3 Concentração e distribuição de HAPs no solo	233
6.6.3.1 Introdução	233
6.6.3.2 Origem dos HAPs nos solos	234
6.6.4 Outros elementos químicos originados pelos fogos florestais.....	235
6.6.4.1 Introdução	235
6.6.4.2 Relevância da alteração da qualidade da água em fogos florestais.....	236
6.6.5 Valores orientadores para a gestão da qualidade dos solos e das águas subterrâneas e superficiais	238
6.6.5.1 Legislação portuguesa	238
6.6.5.2 Legislação canadiana, holandesa e americana para solos e águas subterrâneas	238
6.7 Resultados obtidos e sua interpretação	241
6.7.1 Introdução	241

6.7.2	Solos	242
6.7.2.1	Concentração de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) nos solos de Penhascoso	242
6.7.2.2	Distribuição de HAPs no solo em função do número de anéis	247
6.7.2.3	Determinação da possível origem dos HAPs nos solos	249
6.7.3	Águas subterrâneas e superficiais	250
6.7.3.1	Primeira campanha de monitorização	250
6.7.3.2	Resultados finais das várias campanhas de monitorização	253
6.7.3.2.1	Parâmetros físicos	254
6.7.3.2.1.1	Introdução	254
6.7.3.2.1.2	Condutividade eléctrica	254
6.7.3.2.1.3	pH	256
6.7.3.2.2	Parâmetros químicos	257
6.7.3.2.2.1	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) nas águas superficiais e subterrâneas	257
6.7.3.2.2.2	Matéria Orgânica	258
6.7.3.2.2.3	Sílica	259
6.7.3.2.2.4	Potássio	260
6.7.3.2.2.5	Fosfatos	261
6.7.3.2.2.6	Sódio, Cloretos, Sulfatos, Nitratos e Magnésio	261
6.7.3.3	Valores de concentração em manganês (<i>Mn</i>) na água da bacia do rio Zêzere (vale de Manteigas)	264
6.7.4	Considerações finais	265
7	Aplicação dos Conhecimentos Adquiridos a um Caso de Estudo: A Bacia do Rio Zêzere a Montante de Manteigas	266
7.1	Introdução	266
7.2	Caracterização da Área Ardida	267
7.2.1	Precipitação	267
7.2.2	Geologia e Geomorfologia	270
7.2.3	Vegetação	272
7.3	Modelo Hidrogeológico Conceptual	273
7.3.1	Caracterização hidráulica dos aquíferos	276
7.4	Recargas	277
7.4.1	Calculo do escoamento superficial após o fogo de 2005	280
7.4.2	Cálculo da recarga considerando as alterações no escoamento superficial após o fogo de 2005	283
7.5	Volumes de armazenamento subterrâneo	292

7.6	Tempos de residência	293
7.7	Metodologia de cálculo da carga poluente	297
7.7.1	Cobertura vegetal, densidade e biomassa ardida na área do vale do Zêzere	299
7.7.2	Carga poluente potencial devida ao fogo na área do vale do Zêzere.....	303
7.7.2.1	Carga poluente disponível para transporte pelo escoamento superficial directo	306
7.7.2.2	Carga poluente disponível para transporte pelas águas subterrâneas...	313
7.7.2.3	Evolução temporal das cargas poluentes entradas no meio hídrico superficial e subterrâneo.....	316
	7.7.2.3.1 Evolução temporal por evento de precipitação das cargas poluentes no meio hídrico superficial	317
	7.7.2.3.2 Evolução temporal por evento de precipitação das cargas poluentes no meio hídrico subterrâneo	324
7.8	Parâmetros para uma Metodologia de Vulnerabilidade dos Sistemas Hídricos à Poluição Originada pelos Fogos.....	331
7.9	Conclusões e Crítica dos Resultados.....	335
8	Estratégias de Mitigação e Prevenção dos Impactos dos Fogos	355
8.1	Avaliação Enquadrante da Problemática dos Fogos – Prevenção e Mitigação dos Impactos dos Fogos Florestais na Qualidade das Águas.....	356
8.1.1	Enquadramento genérico da problemática dos fogos na bacia mediterrânica	357
8.1.1.1	Assimetria na distribuição da frequência e intensidade dos fogos entre o Norte e o Sul da Europa.....	357
8.1.1.2	Causas para a situação actual dos fogos em Portugal	360
8.1.2	Protecção antes do fogo (Prevenção).....	364
8.1.3	Redução dos estragos pós-fogo (Mitigação).....	374
8.1.3.1	Solos	375
8.1.3.2	Águas.....	383
8.1.4	Avaliação da eficácia das medidas de prevenção ante-fogo e mitigação pós-fogo (Monitorização).....	390
8.2	Metodologia DPSIR Aplicada aos Fogos	400
8.2.1	Indicadores descritivos (Tipo A – o que está a acontecer aos seres humanos e ao ambiente?).....	400
8.2.1.1	D – Driving forces / Forças motrizes	400
8.2.1.2	P – Environmental pressures / Pressões ambientais	404
8.2.1.3	S – State of the environment / Estado do ambiente	407
8.2.1.4	I – Impacts resulting from changes in environmental quality / Impactos	

resultantes das modificações na qualidade do ambiente	412
8.2.1.5 R – Response to these changes in the environment / Respostas a estas alterações no ambiente	417
8.2.2 Indicadores de Desempenho (Tipo B – isso importa?).....	426
8.2.3 Indicadores de Eficiência (Tipo C – estaremos nós a melhorar?)	426
8.2.4 Indicadores de Bem Estar Total (Tipo D – estaremos nós de uma forma geral numa melhor situação?)	427
8.3 Metodologias de Mitigação dos Impactos dos Fogos – Estratégias de Acção	428
8.4 Estratégias de Mitigação dos Impactos dos Fogos – Avaliação da Sua Eficácia ...	435
8.5 Súmula da análise DPSIR e medidas de prevenção para a redução da incidência e impacto dos fogos	459
9 Áreas de Investigação Futura	473
Bibliografia	475
Anexo I - Classificação da severidade proposta por Parsons (2003) no âmbito do programa Norte-Americano BAER, em função das características do solo e do consumo de combustível.	502
Anexo II – Valores de área ardida e número de ocorrências, por distrito do país, para o período de 1980-2005 (Fonte: DGRF, 2007a).....	504
Anexo III – Respostas físicas de diferentes bacias hidrográficas ao fogo, citadas na literatura (Fonte: Gresswell, 1999).	505
Anexo IV – Espécies de vegetação associadas à existência de condições hidrofóbicas do solo (Fonte: Doerr et al., 2000).....	508
Anexo V – Resultados inerentes às taxas de erosão hídrica em áreas aridas, obtidos em diversos estudos publicados, com base em medições realizadas a diferentes escalas (Shakesby e Doerr, 2006).	510
ANEXO VI – Modelo da ficha de campo.....	513
ANEXO VII – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica do Caratão)	514
ANEXO VIII – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica do Carvoeiro)	517
ANEXO IX – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica de Quebradas)	521

ANEXO X – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica de Penhascoso)	525
ANEXO XI – Mapas de interpolação da biomassa – Krigagem (bacias hidrográficas do Caratão e Carvoeiro)	529
ANEXO XII – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo da bacia do Caratão (ardeu em 2003)	530
ANEXO XIII – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo da bacia do Carvoeiro (ardeu em 2003)	531
ANEXO XIV - Resultados dos solos na área de estudo do Penhascoso (Laboratório LQA - Ambiente)	532
ANEXO XV – Resultados dos solos na bacia da Quebrada (Laboratório LQA – Ambiente)	533

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1 - Evolução da ocupação florestal em Portugal Continental (10 ³ ha)	9
Fig. 2 - Distrito de Santarém e Freguesias do Concelho de Mação (GTF CMM)	12
Fig. 3 - Sub-região estatística de Pinhal Interior Sul (GTF CMM)	12
Fig. 4 - Incêndios florestais ocorridos no Concelho de Mação desde 1991 (GTF CMM)...	13
Fig. 5 - Localização das áreas de estudo no Concelho de Mação: Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso	15
Fig. 6 - Localização das bacias de estudo em Portugal Continental	18
Fig. 7 - Limite da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco, rede hidrográfica e identificação das cartas à escala 1:25 000 utilizadas na sua delimitação.	19
Fig. 8 - Localização das áreas ardidas na bacia a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco, segundo o ano de ocorrência.	21
Fig. 9 - Limite da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Couto de Andreiros, rede hidrográfica e identificação das cartas à escala 1:25 000 utilizadas na sua delimitação.	22
Fig. 10 - Limite da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Manteigas (11L/01H-EDP e 11L/02H-INAG) e respectiva rede hidrográfica.	24
Fig. 11 - Distribuição espacial da área ardida na bacia a montante da estação hidrométrica de Manteigas, resultante do incêndio ocorrido a 07 de Agosto de 2005.	26
Fig. 12 - Variação da área ardida (povoamento florestal e matos) no período compreendido entre 1980 e 2005, sua média móvel considerando um período de 3 anos, e variação do número de ocorrências para o referido período.....	34
Fig. 13 - Localização das áreas ardidas no período compreendido entre 1990 e 2005.	36
Fig. 14 - Representação esquemática do ciclo hidrológico.....	41
Fig. 15 - Resposta do escoamento superficial para uma área de pinhal ardida (Lourizela) e outra não ardida (Bouça), localizados no Centro de Portugal, durante o período de um ano após o fogo, verificando-se um maior escoamento para a área ardida.	46
Fig. 16 - Variação da repelência para um solo constituído predominantemente por limo em três ocasiões distintas, em que se verifica um maior volume de solo com carácter repelente após o período seco, diminuindo esse volume entre Outubro e Janeiro, devido provavelmente ao contacto prolongado com a água.....	59
Fig. 17 - Capacidades de infiltração medidas em áreas ardidas e em áreas de controlo não ardidas de acordo com vários autores: 1) Campbell <i>et al.</i> , 1977; 2) Martin e Moody, 2001a; 3) Shakesby <i>et al.</i> , 1993 4) Kutiel <i>et al.</i> , 1995; e 5) Imeson <i>et al.</i> , 1992.	

.....	61
Fig. 18 - Erosão por sulcos numa encosta ardida.....	63
Fig. 19 - Comportamento teórico do transporte de sedimentos decorrente da acção dos agentes erosivos após a ocorrência de um incêndio (a) e o declínio da perda de solo no período ulterior ao fogo verificado em plantações de <i>Pinus pinaster</i> e <i>Eucalyptus globulus</i>	66
Fig. 20 - Representação das diferentes fases que constituem o hidrograma-tipo.	72
Fig. 21 - Ilustração de alguns processos simples de separação das componentes do escoamento superficial resultante de um evento de precipitação (escoamento directo e escoamento de base).	74
Fig. 22 - Método de separação do escoamento superficial considerando a alimentação do meio subterrâneo com água proveniente do curso de água.	75
Fig. 23 - Representação gráfica da aplicação do método da translação da curva de esgotamento.....	77
Fig. 24 - Representação esquemática do método da decomposição do escoamento total	78
Fig. 25 - Ilustração dos dois critérios considerados no programa Dechidr_VB.VBP na definição do período durante o qual se considera a existência de escoamento directo ($N=2$): I) o dia do pico do hidrograma; II) o último dia de chuva.	79
Fig. 26 - Correção do escoamento de base para os casos em que no período de crescimento o escoamento de base calculado é superior ao escoamento, através da consideração de que o escoamento directo é metade do escoamento nos dias indicados e é recalculado pelo procedimento normal para os restantes dias.....	80
Fig. 27 - Interfaces do programa de decomposição do escoamento Dechidr_VB.VBP onde é possível visualizar: I) introdução dos nomes dos ficheiros contendo os dados de entrada e de saída; II) parâmetros a considerar na corrida do modelo; III) corrida do modelo; e IV) visualização dos resultados.	82
Fig. 28 - Representação esquemática dos principais processos relacionados com o degelo.	85
Fig. 29 - Modelo para a determinação da evolução do manto de neve (SP), numa base diária, a partir da neve formada (SN) e da quantificação do escoamento decorrente do degelo (M).....	88
Fig. 30 - Relação entre o escoamento diário (mm) de Ponte Panasco e Couto de Andreiros	90
Fig. 31 - Postos udométricos utilizados na determinação da precipitação média em ambas as bacias.....	93
Fig. 32 - Curva de dupla acumulação para o escoamento superficial (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período	

de 12/07/2001 a 28/12/2006	95
Fig. 33 - Curva de dupla acumulação para precipitação (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006.	97
Fig. 34 - Valores de escoamento superficial e precipitação verificados para cada um dos anos hidrológicos indicados e seus valores médios, para a bacia de Ponte Panasco e Couto de Andreiros	98
Fig. 35 - Valores de escoamento superficial e precipitação verificados para os diferentes meses indicados, para a bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros	99
Fig. 36 - Escoamento instantâneo máximo diário verificado antes e após o fogo na bacia de Ponte Panasco e precipitação diária correspondente	101
Fig. 37 - Curva de dupla acumulação para o escoamento directo (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006	103
Fig. 38 - Valores de escoamento directo e precipitação verificados para os diferentes meses indicados, para a bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros	104
Fig. 39 - Curva de dupla acumulação para o escoamento de base (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006, através da qual é possível constatar a existência de diversas variações na relação entre ambas as bacias antes e após o fogo	105
Fig. 40 - Valores de escoamento base e precipitação mensais na bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros	107
Fig. 41 - Precipitação e nível hidrométrico instantâneo (NIHIDI) antes e após o fogo, para a bacia de Manteigas, denotando-se a lacuna dos dados de NIHIDI.	110
Fig. 42 - Análise elementar das amostras de cinzas e solos	119
Fig. 43 - Teores em enxofre, azoto e cloro de cinzas e solos	120
Fig. 44 - Teores em carbono total de cinzas e solos	120
Fig. 45 - Teores em metais pesados de cinzas e solos	121
Fig. 46 - Teores de Hg de cinzas e solos	121
Fig. 47 - pH de eluatos de lixiviação de cinzas e solos	124
Fig. 48 - Condutividade de eluatos de lixiviação de cinzas e solos	124
Fig. 49 - Solubilização de elementos maiores por lixiviação de cinzas e solos	125
Fig. 50 - Solubilização de metais pesados por lixiviação de cinzas e solos	125
Fig. 51 - Solubilização de cloro, sulfatos e nitratos por lixiviação de cinzas e solos	126
Fig. 52 - <i>Genista triacanthos</i> (Giesta) / LCMM 972/06	129
Fig. 53 - <i>Erica</i> (Urze) / LCMM 973/06	129
Fig. 54 - <i>Cistus crispus</i> (Roselha-pequena)/LCMM 974/06	129
Fig. 55 - <i>Cistus ladanifer</i> (Esteva) / LCMM 975/06	129

Fig. 56 - <i>Chamaespartium tridentatum</i> (Carqueja)/LCMM 976/06	130
Fig. 57 - <i>Halimium</i> sp. / LCMM 977/06	130
Fig. 58 - <i>Lavandula stoechas</i> (Rosmaninho)/LCMM 978/06	130
Fig. 59 - <i>Calluna vulgaris</i> (Queiroga) / LCMM 979/06.....	130
Fig. 60 - <i>Phylliera angustifolia</i> / LCMM 980/06	131
Fig. 61 - Ensaio de Combustão de biomassa arbustiva no LNEC/LERF.....	132
Fig. 62 - Taxa de produção de cinzas de combustão de biomassas	136
Fig. 63 - Composição elementar de cinzas de combustão de biomassa.....	137
Fig. 64 - Teor em carbono de cinzas de combustão de biomassas	137
Fig. 65 - Teores em enxofre, azoto e cloro de combustão de biomassas	138
Fig. 66 - Teores de metais pesados em cinzas de combustão de biomassas	138
Fig. 67 - Teor em Mn de cinzas de combustão de biomassas	139
Fig. 68 - pH de eluatos de lixiviação de cinzas de combustão de biomassas	140
Fig. 69 - Condutividade de eluatos de lixiviação de cinzas de combustão de biomassas	140
Fig. 70 - Solubilização de elementos maiores por lixiviação de cinzas de combustão de biomassas.....	141
Fig. 71 - Solubilização de metais pesados por lixiviação de cinzas de combustão de biomassas.....	141
Fig. 72 - Solubilização de cloro, sulfatos e nitratos por lixiviação de cinzas de combustão de biomassas	142
Fig. 73 - Distribuição espacial das amostras nas bacias hidrográficas de Caratão, Carvoeiro e Quebradas.....	145
Fig. 74 - Distribuição espacial das amostras nas áreas ardidas e zona envolvente (Penhascoso e Vale do Zêzere).....	145
Fig. 75 - Etapas realizadas na classificação aglomerativa (Adaptado de Kent & Coker, 1994).....	149
Fig. 76 - Diagrama de ordenação das espécies nos eixos canónicos correspondentes às variáveis.....	166
Fig. 77 - Diagrama de ordenação das espécies nos eixos canónicos correspondentes às variáveis.....	167
Fig. 78 - Diagrama de ordenação das espécies nos eixos canónicos correspondentes às variáveis consideradas (bacia do rio Zêzere)	169
Fig. 79 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade das comunidades	171
Fig. 80 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (Índice de distância	171
Fig. 81 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (Índice	

de distância	172
Fig. 82 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (Índice de distância euclidiana ao quadrado) das comunidades vegetais para a zona envolvente à área ardida do vale do rio Zêzere	173
Fig. 83 - Biomassa ardida na região do vale do rio Zêzere (Fogo de 2005).....	174
Fig. 84 - Distribuição espacial das amostras na zona envolvente à área ardida do Vale do Zêzere.....	175
Fig. 85 - Ocupação do solo anterior ao incêndio de 2005 (Vale do Zêzere)	176
Fig. 86 - Modos de exposição identificados para os SSL's	182
Fig. 87 - Sonda multiparamétrica para medição in situ da temperatura, pH, condutividade eléctrica e potencial redox	187
Fig. 88 - Local de recolha de amostras de água superficial (ribeira dos Currais) na bacia do Caratão (1 de Junho 2006)	194
Fig. 89 - Local de recolha de amostras de água subterrânea (nascente das Fontainhas) na bacia do Caratão (1 de Junho 2006).....	194
Fig. 90 - Caracterização da qualidade da água nos pontos de amostragem de água	194
Fig. 91 - Localização do ponto de amostragem da água superficial na Bacia do Caratão	195
Fig. 92 - Localização dos pontos de amostragem de água na bacia do Caratão.....	196
Fig. 93 - Local de amostragem de solos na Bacia do Caratão (CS1).....	197
Fig. 94 - Espécies arbustivas inventariadas na Bacia do Caratão	198
Fig. 95 - Estrutura utilizada para o Single Burning Item (SBI).....	199
Fig. 96 - Localização dos pontos de amostragem de água na Bacia do Carvoeiro na primeira campanha de amostragem	201
Fig. 97 - Locais de recolha de amostras de água subterrânea durante a 1ª campanha de amostragem.....	201
Fig. 98 - Locais de recolha de amostras de água na bacia do Carvoeiro	202
Fig. 99 - Localização e coordenadas dos pontos de amostragem de água na bacia do Caratão.....	202
Fig. 100 - Perfil do solo queimado – ponto de amostragem CVS1 – na bacia do Carvoeiro (12 de Junho de 2006).....	204
Fig. 101 - Aspecto da área de pinhal queimada no Penhascoso.....	206
Fig. 102 - Locais de recolha de amostras de água em Penhascoso	206
Fig. 103 - Delimitação da área ardida de Penhascoso e localização dos pontos de amostragem de água	207
Fig. 104 - Ponto de amostragem de água no Penhascoso e talhão de escoamento	207
Fig. 105 - Locais de amostragem de solos na bacia do Penhascoso	210
Fig. 106 - Ocupação e uso do solo na bacia da Quebrada	212

Fig. 107 - Pontos de amostragem de água na bacia da Quebrada (área não ardida)	212
Fig. 108 - Delimitação da bacia da Quebrada e localização dos pontos de amostragem de água.....	213
Fig. 109 - Delimitação da bacia da Quebrada e localização dos pontos de amostragem de água.....	214
Fig. 110 - Recolha de amostras de água na Ribeira da Quebrada por um técnico do INETI-DH.....	215
Fig. 111 - Locais de amostragem abandonados	215
Fig. 112 - Recolha de amostras de solos por técnicos do INETI-DH e do LNEC.....	217
Fig. 113 - Esquema do comportamento dos HAPs nos solos e nas superfícies freáticas (modificado de Lemièrre <i>et al.</i> , 2001).....	224
Fig. 114 - Curva típica de desenvolvimento de um fogo florestal	227
Fig. 115 - Resultados da qualidade dos solos na área de Penhascoso para os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HAPs), no ano de 2006.....	242
Fig. 116 - Concentrações em hidrocarbonetos nos solos da área ardida de Penhascoso (mg/kg)	243
Fig. 117 - Número de anéis dos grupos de HAPs encontrados nas amostras de solos sob coberto de <i>Pinus pinaster</i> Aiton	247
Fig. 118 - Percentagem (%) de HAPs contidos nas amostras de solo sob coberto de <i>Pinus pinaster</i> Aiton	248
Fig. 119 - Número de anéis dos grupos de HAPs encontrados nas amostras de solos sob coberto de <i>Eucalyptus globulus</i> Labill.....	248
Fig. 120 - Percentagem (%) de HAPs contidos nas amostras de solo sob coberto de <i>Eucalyptus globulus</i> Labill.....	249
Fig. 121 - Iões presentes nas águas do Carvoeiro (área ardida em 2003).....	252
Fig. 122 - Iões presentes nas águas de Penhascoso (área ardida em 2006).....	253
Fig. 123 - Iões presentes nas águas da Quebrada (área não ardida).....	253
Fig. 124 - Variação dos valores da condutividade eléctrica medida <i>in situ</i> nas amostras de água nas bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso.....	255
Fig. 125 - Variação dos valores de pH medidos <i>in situ</i> nas amostras de água das bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso	256
Fig. 126 - Valores de concentração em matéria orgânica nos quatro locais de estudo..	259
Fig. 127 - Valores de concentração em sílica nos quatro locais de estudo	260
Fig. 128 - Valores de concentração em potássio nos quatro locais de estudo.....	260
Fig. 129 - Valores de concentração em fosfatos nos quatro locais de estudo	261
Fig. 130 - Valores de concentração em sódio nos quatro locais de estudo.....	262
Fig. 131 - Valores de concentração em cloretos nos quatro locais de estudo	262
Fig. 132 - Valores de concentração em sulfatos nos quatro locais de estudo	263

Fig. 133 - Valores de concentração em nitratos nos quatro locais de estudo	263
Fig. 134 - Valores de concentração em magnésio nos quatro locais de estudo.....	264
Fig. 135 - Precipitação durante 2005 após a ocorrência do incêndio no vale do Zêzere	269
Fig. 136 - Ocupação vegetal da área ardida da bacia do Zêzere no ano de 2005 (Tujeira <i>et al.</i> , 2007).....	272
Fig. 137 - Esquema de circulação das águas ao longo dos três sistemas aquíferos (Espinha Marques <i>et al.</i> , 2006, <i>in</i> Marques <i>et al.</i> , 2007)	275
Fig. 138 - Balanço hidrológico da BZMM (valores médios anuais). <i>In</i> : Espinha <i>et al.</i> (2006)	279
Fig. 139 - Unidades hidro-geomorfológicas: (1) Planalto Oriental; (2) Encostas Orientais; (3) Fundo de Vale (inf.); (4) Colo da Nave de Santo António; (5) Fundo de Vale (sup.); (6) Encostas Ocidentais; (7) Encostas dos Cântaros; (8) Planalto Ocidental (inf.); (9) Planalto Ocidental (sup.). <i>In</i> : Espinha <i>et al.</i> (2006).....	310
Fig. 140 - Evolução das concentrações de manganês no rio Zêzere após o fogo de 2005	318
Fig. 141 - Evolução das concentrações de carbono orgânico no rio Zêzere após o fogo de 2005.....	319
Fig. 142 - Evolução das concentrações de cálcio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007	320
Fig. 143 - Evolução das concentrações de magnésio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007.....	320
Fig. 144 - Evolução das concentrações de potássio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007.....	321
Fig. 145 - Evolução das concentrações de sódio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007	321
Fig. 146 - Evolução do cálcio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso	328
Fig. 147- Evolução do magnésio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso.....	328
Fig. 148 - Evolução do potássio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso.....	328
Fig. 149 - Evolução do sódio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso	329
Fig. 150 - Pontos da rede de qualidade de águas superficiais e subterrâneas do SNIRH	338

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1 – Principais características das 4 bacias estudadas no concelho de Mação: Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso.....	16
Quadro 2 – Descrição das áreas estudadas	17
Quadro 3 – Ocupação do solo na bacia hidrográfica a montante de Ponte Panasco com base na cartografia CORINE Land Cover 2000 (o valor entre parênteses refere-se ao código CLC referente a cada classe).....	20
Quadro 4 – Ocupação do solo na bacia hidrográfica a montante de Couto de Andreiros com base na cartografia CORINE Land Cover 2000 (o valor entre parênteses refere-se ao código CLC referente a cada classe).....	23
Quadro 5 – Ocupação do solo na bacia hidrográfica a montante de Manteigas com base na cartografia CORINE Land Cover 2000 (o valor entre parênteses refere-se ao código CLC referente a cada classe).....	25
Quadro 6 - Intensidade do fogo e sua relação com a severidade para uma floresta tendo como espécie dominante o eucalipto.....	32
Quadro 7 – Área florestal ocupada por região NUTS II, para as espécies de pinheiro bravo, eucalipto, sobreiro e azinheira, segundo o Inventário Florestal Nacional 2005/2006.	39
Quadro 8 – Valores de escoamento directo e escoamento superficial (bacia) para áreas ardidadas, sobre diferentes características de fogo e para áreas não ardidadas compostas por pinhal e matos, segundo a escala de análise.....	48
Quadro 9 – Limites de tempo WDPT (em segundos) usados por diversos autores para classificar os solos em diferentes classes de severidade de repelência.....	55
Quadro 10 – Substâncias hidrofóbicas naturais e respectivas origens	56
Quadro 11 – Coeficiente de ponderação utilizado para a definição da classe de densidade vegetal, para algumas situações de coberto vegetal	86
Quadro 12 – Equações generalizadas do modelo de degelo, com base nos balanços de energia, e que permitem quantificar o escoamento produzido em função de diferentes densidades de copado.....	87
Quadro 13 – Curvas de vazão utilizadas na determinação do escoamento instantâneo (m^3/s) a partir do NIHIDI (m).....	91
Quadro 14 – Rectas de correlação utilizadas no preenchimento das lacunas de escoamento verificadas para cada uma das estações hidrométricas	91
Quadro 15 – Valores anuais de escoamento superficial para as bacias de Ponte Panasco e Couto de Andreiros para o período de 1981 a 1990	92
Quadro 16 – Postos udométricos considerados na determinação da precipitação diária média na bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros.....	93

Quadro 17 – Valores anuais de precipitação para os diferentes anos hidrológicos entre 1981 e 1990 para a bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros.....	94
Quadro 18 – Postos udométricos inicialmente considerados para caracterizar a precipitação media na bacia de Manteigas através do método do inverso da distância ao quadrado e altitude da sua localização.	109
Quadro 19 – Identificação de amostras colhidas até Outubro de 2006	115
Quadro 20 – Lista de amostras de solos colhidos em 2006	116
Quadro 21 – Identificação de cinzas e solos colhidos em campo	116
Quadro 22 – Caracterização de Solos e Cinzas de Incêndios	117
Quadro 23 – Caracterização de cinzas de áreas ardidas	122
Quadro 24 – Caracterização de cinzas + solos de áreas ardidas.....	122
Quadro 25 – Caracterização de solos de áreas ardidas e não ardidas.....	123
Quadro 26 – Caracterização de solos (associados a vegetação) de áreas ardidas.....	123
Quadro 27 – Caracterização dos lixiviados de cinzas de áreas ardidas.....	126
Quadro 28 – Caracterização dos lixiviados de cinzas + solos de áreas ardidas	127
Quadro 29 – Caracterização dos lixiviados de solos de áreas ardidas e não ardidas	127
Quadro 30 – Caracterização dos lixiviados de solos (associados a vegetação) de áreas ardidas	128
Quadro 31 – Temperaturas instantâneas de combustão de biomassa arbustiva.....	132
Quadro 32 – Caracterização das cinzas de combustão de biomassa arbustiva.....	133
Quadro 33 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbustivas (<i>Ulex</i> e <i>Erica</i>).....	134
Quadro 34 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbustivas (<i>Cistus</i> e <i>Chamaespartum</i>).....	134
Quadro 35 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbustivas (<i>Lavandula</i> , <i>Calluna</i> , etc.).....	135
Quadro 36 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbóreas	135
Quadro 37 – Análise das cinzas de biomassa dos ensaios de combustão por lote de espécies	139
Quadro 38 – Lixiviação das cinzas de biomassa dos ensaios de combustão por lote de espécies (norma EN 12457).....	142
Quadro 39 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica do Caratão.....	152
Quadro 40 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica do Carvoeiro	153
Quadro 41 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica de Quebradas	154
Quadro 42 – Características químicas das amostras de solo recolhidas na envolvente à área ardida	155

Quadro 43 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica do Zêzere.....	155
Quadro 44 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Caratão, com <i>Halimium</i> sp. e <i>Erica</i> sp. não diferenciadas.....	157
Quadro 45 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Caratão, com diferenciação das várias espécies de <i>Erica</i> e sem a referência a <i>Halimium</i>	158
Quadro 46 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Carvoeiro sem discriminação das espécies de <i>Halimium</i> , <i>Erica</i> e <i>Ulex</i>	159
Quadro 47 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Carvoeiro com diferenciação das espécies de <i>Halimium</i> , <i>Erica</i> e <i>Ulex</i>	161
Quadro 48 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica de Quebradas.....	162
Quadro 49 – Inventários florísticos realizados na zona envolvente à área ardida localizada no vale do rio Zêzere.....	164
Quadro 50 – Inventários florísticos realizados na envolvente à área ardida localizada na bacia hidrográfica de Penhascoso	165
Quadro 51 – Coeficientes de correlação entre as variáveis independentes e o primeiro e segundo eixos	167
Quadro 52 – Coeficientes de correlação entre as variáveis independentes e o primeiro e segundo eixos	168
Quadro 53 – Coeficientes de correlação entre as variáveis independentes e o primeiro e segundo eixos canónicos de correspondência (bacia do rio Zêzere)	170
Quadro 54 – Níveis de HAPs encontrados em amostras ambientais e biológicas	180
Quadro 55 – Propriedades físico-químicas de alguns HAPs.....	181
Quadro 56 – Valores de referência das legislações canadiana, holandesa e americana para solos e águas subterrâneas.....	184
Quadro 57 – Frequência de amostragens	186
Quadro 58 – Inventário dos pontos de amostragem.....	190
Quadro 59 – Síntese das principais características do ponto de amostragem de água na bacia do Caratão em 2006	195
Quadro 60 – Síntese das principais características químicas dos pontos de amostragem de água na bacia do Caratão (anos 2006 e 2007)	196
Quadro 61 – Características dos pontos de amostragem de solos queimados e não queimados na bacia do Caratão	197
Quadro 62 – Síntese dos pontos de amostragem de água na bacia do Carvoeiro.....	200
Quadro 63 – Síntese das principais características dos pontos de amostragem de água na bacia do Carvoeiro, campanhas de 2006	200
Quadro 64 – Síntese das principais características químicas dos pontos de amostragem de água na bacia do Carvoeiro (Ano de 2006 e 2007)	203

Quadro 65 – Síntese do ponto de amostragem de solos na bacia do Carvoeiro.....	204
Quadro 66 – Síntese das principais características físico-químicas dos pontos de amostragem de água no Penhascoso, para as campanhas de 2006	208
Quadro 67 – Síntese das principais características químicas dos pontos de amostragem de água na área de Penhascoso (anos de 2006 e 2007)	209
Quadro 68 – Síntese dos pontos de amostragem de solos e cinzas na área queimada de Penhascoso	210
Quadro 69 – Lista de amostras de solos e cinzas recolhidas na área ardida de Penhascoso, incluindo as datas das campanhas de amostragem	211
Quadro 70 – Síntese das principais características dos pontos de amostragem de água na bacia da Quebrada, no dia 12 de Junho de 2006.....	214
Quadro 71 – Síntese das principais características dos pontos de amostragem de água na bacia da Quebrada	216
Quadro 72 – Síntese do ponto de amostragem de solos na bacia da Quebrada.....	217
Quadro 73 – Concentrações de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos HAPs encontrados em amostras ambientais e biológicas (Netto <i>et al.</i> , 2000)	219
Quadro 74 – Tempo de semi-vida no solo de alguns HAPs	219
Quadro 75 – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos classificados US EPA como poluentes prioritários (Lane <i>et al.</i> , 1997; Sander <i>et al.</i> , 1997).....	220
Quadro 76 – Propriedades físico-químicas dos 16 HAPs prioritários da US-EPA.....	223
Quadro 77 – Valores médios ($\mu\text{g m}^{-3}$) de HAPs analisados em amostras de fumo produzido pela combustão de madeira e agulhas de pinheiro	231
Quadro 78 – Taxas de emissão de compostos orgânicos (mg/kg de madeira queimada) (Schauer <i>et al.</i> , 2001).....	232
Quadro 79 – Rácios geoquímicos utilizados na avaliação da origem dos HAPs.....	235
Quadro 80 – Síntese das alterações da qualidade dos solos e águas como resultado de fogos florestais	237
Quadro 81 – Legislação Canadiana, Holandesa e Americana para solos e águas subterrâneas.....	240
Quadro 82 – Resultados dos solos na área de estudo do Penhascoso (Laboratório EGI Ambiente).....	244
Quadro 83 – Valores-limite de concentração de naftaleno nos solos na legislação holandesa, canadiana e norte-americana	246
Quadro 84 – Índices para os HAPs dos pontos de amostragem PS6 e PS3	250
Quadro 85 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia do Carvoeiro (Laboratório INETI-DH).....	251
Quadro 86 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo da Quebrada (Laboratório INETI-DH)	251

Quadro 87 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo do Penhascoso (Laboratório INETI-DH).....	252
Quadro 88 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo do Penhascoso (Laboratório EGI Ambiente).....	258
Quadro 89 – Parâmetros detectados nas águas analisadas nos quatro locais de estudo e parâmetros a analisar no futuro.....	265
Quadro 90 – Precipitação mensal no posto da Covilhã após o fogo de 2005 no vale do Zêzere.....	270
Quadro 91 – Ocupação do solo na área ardida da bacia do Zêzere em 2005.....	272
Quadro 92 – Características hidráulicas para as formações constituintes do sistema aquífero superficial e dos aquíferos sub-superficial e profundo (INATEL, 1998, <i>in</i> Moinante <i>et al.</i> , 2005)	276
Quadro 93 – Recargas médias para a área de estudo do vale do Zêzere e para diferentes séries temporais.....	278
Quadro 94 – Percentagens dos diversos contributos para o caudal do Zêzere face à precipitação média na bacia e ao caudal total deste rio (adaptado de Espinha Marques <i>et al.</i> , 2006)	280
Quadro 95 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere, para o período de 2005 a 2008, para as áreas graníticas, considerando que não existe alteração significativa do escoamento devido ao fogo (Cenário EscA)	282
Quadro 96 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere após o fogo de 2005, para as áreas graníticas, considerando as condições do Cenário EscB.....	282
Quadro 97 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere após o fogo de 2005, para as áreas graníticas, considerando as condições do Cenário EscC.....	282
Quadro 98 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere após o fogo de 2005, para as áreas graníticas, considerando as condições do Cenário EscD.....	283
Quadro 99 – Valores de recarga (em mm) para o período de 2005 a 2008, calculados com base em dados de precipitação do SNIRH, para condições na ausência de fogo (Cenário 0)	284
Quadro 100 – Volumes de recarga em função da litologia, para o período de 2005 a 2008 (calculados com base em dados de precipitação do SNIRH) para condições na ausência de fogo (Cenário 0)	284
Quadro 101 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo no rio Zêzere após o fogo de 2005 para as áreas graníticas, considerando as condições	

do grupo de Cenários 1	286
Quadro 102 – Valores do escoamento directo, evapotranspiração e recarga após o fogo de 2005, em mm e m ³ , para as áreas graníticas, considerando as condições do grupo de Cenários 2.....	288
Quadro 103 – Valores do escoamento directo, evapotranspiração e recarga após o fogo de 2005, em mm e m ³ , para as áreas graníticas, considerando as condições do grupo de Cenários 3.....	290
Quadro 104 – Volumes de armazenamento subterrâneo	292
Quadro 105 – Tempos de residência para as zonas planálticas do vale do Zêzere	295
Quadro 106 – Tempos de residência para as zonas de vertente do vale do Zêzere.....	295
Quadro 107 – Tempos de circulação das águas desde o local de infiltração até ao rio (velocidade de percolação mais rápida).....	297
Quadro 108 – Tempos de circulação das águas desde o local de infiltração até ao rio (velocidade de percolação mais lenta).....	297
Quadro 109 – Tipos de ocupação vegetal, área ardida e respectiva biomassa ardida no fogo de 2005, que englobou a maior parte da bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante de Manteigas	301
Quadro 110 – Taxas de transferência máximas entre as cinzas da biomassa e os respectivos lixiviados aquosos	302
Quadro 111 – Quantidades de elementos maiores e metais pesados presentes nas cinzas da biomassa ardida no vale do Zêzere das classes Arbustos I, Arbustos II e Pinheiros para o total da área ardida	303
Quadro 112 – Carga poluente presente nas cinzas, em Kg por hectare de área ardida, para povoamentos de arbustos e de pinheiro com densidade similar à do vale do Zêzere.....	304
Quadro 113 – Carga poluente potencial em Kg, transmissível à fase líquida considerando a lixiviação das cinzas da biomassa ardida no vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida	305
Quadro 114 – Carga poluente potencial por lixiviados das cinzas, em Kg por hectare de área ardida, para povoamentos de arbustos e de pinheiro com densidade similar à do vale do Zêzere	306
Quadro 115 – Massa potencial de poluentes, em Kg, na fase sólida para diferentes cenários de arraste de cinzas no vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida	307
Quadro 116 – Concentração potencial de poluentes, em Kg, na fase de lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas no vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida	307
Quadro 117 – Carga poluente remanescente em fase sólida, em Kg, após passagem de poluentes das cinzas para a fase líquida (lixiviados), para a totalidade da área ardida	

.....	308
Quadro 118 – Área das diferentes manchas de vegetação/ocupação do solo para as vertentes e planaltos da área ardida incluída na bacia hidrográfica do Zêzere.....	309
Quadro 119 – Carga poluente disponível para o escoamento superficial, em Kg , em carga sólida (cinzas) gerada nas vertentes da área ardida incluída na bacia do Zêzere.....	311
Quadro 120 – Carga poluente disponível para o escoamento superficial, em Kg , em fase líquida (lixiviados) gerada nas vertentes da área ardida incluída na bacia do Zêzere.....	311
Quadro 121 – Carga poluente remanescente em fase sólida, em Kg, após passagem de poluentes das cinzas para a fase líquida (lixiviados), gerada nas vertentes da área ardida incluída na bacia do Zêzere.....	311
Quadro 122 – Carga poluente disponível, em Kg, na fase sólida para diferentes cenários de arraste de cinzas, nas áreas das vertentes ardidas incluídas na bacia do Zêzere.....	312
Quadro 123 – Carga poluente disponível, em Kg, na fase de lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas, nas áreas das vertentes ardidas incluídas na bacia do Zêzere.....	312
Quadro 124 – Carga poluente remanescente em fase sólida, em Kg, após passagem de poluentes das cinzas para a fase líquida (lixiviados), nas áreas das vertentes ardidas incluídas na bacia do Zêzere.....	313
Quadro 125 – Concentração potencial de poluentes, em Kg, na fase de lixiviados para vários cenários de lixiviação das cinzas presentes nos solos do vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida.....	314
Quadro 126 – Carga poluente disponível para a recarga, em Kg , em fase líquida (lixiviados) gerada na área ardida de planaltos, incluída na bacia do Zêzere.....	315
Quadro 127 – Carga poluente disponível, em Kg, na fase de lixiviados para diferentes cenários de infiltração de lixiviados, nas áreas de planaltos ardidos incluídos na bacia do Zêzere.....	316
Quadro 128 – Valores de concentração de poluentes (em mg/l) nas águas subterrâneas do ponto 224/C36 na região do Zêzere (dados obtidos no site http://snirh.pt em 30/12/2008).....	337
Quadro 129 – Valores de convergência de concentração de alguns elementos nas águas superficiais e subterrâneas.....	342
Quadro 130 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de máximo escoamento/Cenários LNEC.....	347
Quadro 131 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de	

arraste de cinzas, considerando condições de mínimo escoamento/Cenários LNEC	347
Quadro 132 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) em lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de máximo escoamento/Cenários LNEC	348
Quadro 133 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) em lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de mínimo escoamento/Cenários LNEC	348
Quadro 134 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) considerando o somatório das cinzas e lixiviados de Pinhos e Arbustos II, para condições de máximo escoamento/Cenário LNEC	349
Quadro 135 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) considerando o somatório das cinzas e lixiviados de Pinhos e Arbustos II, para condições de escoamento mínimo/Cenário LNEC	349
Quadro 136 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de lixiviados considerando condições recarga mínima/Cenários LNEC.....	351
Quadro 137 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de lixiviados considerando condições recarga máxima/Cenários LNEC	352
Quadro 138 – Burned Area Emergency Rehabilitation (BAER) treatments (From Robichaud and others 2000, cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr_042_4.pdf).	394
Quadro 139 – Driving Forces/Forças Motrizes	401
Quadro 140 – Environmental Pressures/Pressões Ambientais.....	405
Quadro 141 – State of the Environment/Estado do Ambiente.....	409
Quadro 142 – Impacts from Changes in Environmental Quality/Impactos das Mudanças na Qualidade Ambiental	413
Quadro 143 – Responses to Changes in the Environment/Respostas às Mudanças no Ambiente.....	418
Quadro 144 – Acções de mitigação para diferentes condições de campo	429
Quadro 145 – Estratégias de mitigação dos fogos e avaliação das suas condições de eficácia.....	436

AGRADECIMENTOS

Os autores expressam o seu agradecimento:

Aos Sr. Etelvino Dias, Eng.^a Paula Dias, Eng.^a Sónia Oliveira e demais técnicos do Gabinete Florestal da Câmara Municipal de Mação, que têm prestado um valiosíssimo apoio a este Projecto.

Ao Eng.^o António Louro, vereador da Câmara Municipal de Mação.

Sr. Amílcar Bartolomeu, do Núcleo de Ferreira do Alentejo da Delegação de Beja do INETI.

Sr. Júlio Sampaio e Eng.^o Pina dos Santos, do Laboratório de Ensaios de Reacção ao Fogo do Departamento de Edifícios do LNEC.

Srs. Carlos Fernandes, António Antunes e José Oliveira, motoristas do LNEC, pelo apoio também dado nos trabalhos de campo.

Aos técnicos do Sector de Modelagem do Departamento de Hidráulica e Ambiente do LNEC pelo empréstimo das ferramentas.

Agradece-se ao Prof. Dinis Ferreira, da Universidade de Aveiro, a disponibilização da informação relativa a caudais na bacia do Caratão.

POCI/AGR/59180/2004 “Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos”

1 Introdução

O presente relatório, correspondente ao relatório técnico final do projecto POCI/AGR/59180/2004 “Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos” iniciado em 1 de Maio de 2005 e concluído em 2009, descreve as actividades desenvolvidas e respectivos resultados alcançados no âmbito deste projecto relativamente aos trabalhos previstos nas diferentes Tarefas do Projecto (Tarefas 1, 2, 3, 4 e 5), as quais são:

- T1 – Selecção das áreas de estudo;
- T2 – Caracterização agro-florestal;
- T3 – Caracterização de cinzas e testes laboratoriais de combustão;
- T4 – Modelação do ciclo hidrológico e caracterização da qualidade da água;
- T5 – Coordenação e integração.

Assim, este relatório apresenta: (1) os resultados finais das várias equipas constituintes do projecto, (2) o desenvolvimento de uma metodologia de aplicação dos resultados obtidos a um caso de estudo (vale do Zêzere) com vista à avaliação do impacte dos fogos sobre o ciclo hidrológico num caso real, integrando as várias componentes dos processos estudados pelas várias equipas e que se referem aos efeitos dos fogos sobre águas e solos, (3) estruturação de uma metodologia para a mitigação e prevenção dos efeitos dos fogos sobre os recursos hídricos (desenvolvimento do parâmetro R da metodologia DPSIR, aplicada aos fogos).

O relatório organiza-se pela seguinte ordem: (1) dos objectivos e âmbito de estudo, (2) estrutura do relatório, a que se segue (3) a descrição sumária das tarefas acima enumeradas e a apresentação desenvolvida dos respectivos resultados obtidos. Na Tarefa 4 – Modelação do ciclo hidrológico e caracterização da qualidade da água, as acções e os resultados estão apresentados em dois capítulos, um correspondente aos impactos quantitativos e outro relativo aos impactos sobre a qualidade da água. Segue-se a Tarefa 5 – Coordenação e integração, na qual é realizada a aplicação do conhecimento alcançado pelas várias equipas a um caso de estudo (área ardida da bacia do rio Zêzere a montante de Caldas de Manteigas) com vista a constituir um exemplo de metodologia de integração e aplicação do conhecimento alcançado neste Projecto a uma situação real. Apresenta-se em seguida um capítulo com vista à definição de estratégias de actuação/resposta, no âmbito da prevenção dos fogos e, essencialmente, da mitigação dos efeitos dos fogos sobre a componente quantidade e a componente qualidade das águas superficiais e subterrâneas, incluindo uma análise DPSIR, com especial destaque para o parâmetro R – Resposta sobre os impactos dos fogos. O relatório conclui-se por um capítulo de sugestão de linhas de investigação futura relativas às áreas de conhecimento que durante este estudo se identificaram como áreas de grande incerteza científica.

Foi objectivo deste Projecto a análise do impacte dos fogos florestais nos aspectos de quantidade e qualidade química das águas superficiais e, em especial, subterrâneas, bem como dos solos, procurando relacioná-lo com as espécies florestais presentes nas áreas de estudo, nomeadamente o pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e o eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), bem como outras espécies arbustivas de importância no coberto vegetal. Em termos quantitativos os fogos florestais podem ter impactes adversos nos diferentes ecossistemas e seus processos, designadamente nos processos hidrológicos. Algumas das alterações mais comuns, induzidas pelo fogo sobre o ciclo hidrológico, decorrem da menor capacidade de interceptação e evapotranspiração, em resultado da destruição do coberto vegetal e na alteração da capacidade de infiltração, devido à alteração das propriedades do solo e por vezes da formação de camadas constituídas por compostos químicos hidrofóbicos. Os efeitos hidrológicos após o fogo traduzem-se normalmente no incremento do escoamento superficial e no aumento da magnitude do caudal de ponta. Em termos da qualidade das águas a queima do coberto vegetal produz um conjunto de produtos susceptíveis de influenciar a qualidade das águas e dos solos locais.

Os estudos incidiram sobre seis pequenas bacias hidrográficas, representando áreas não ardidadas, áreas ardidadas não recentemente e áreas ardidadas recentemente, e que são: Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco e a bacia hidrográfica a montante da estação de Manteigas.

As bacias de Ponte Panasco (distrito de Portalegre) e Manteigas (distrito de Castelo Branco) foram usadas nos estudos quantitativos, destinados à compreensão das causas capazes de induzir alterações em diferentes processos que constituem o ciclo hidrológico e estudar o impacte dos fogos nas quantidades envolvidas nesses processos.

As bacias de Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso, onde foram realizados os trabalhos experimentais de estudo da qualidade das águas, situam-se no concelho de Mação (distrito de Santarém), na parte sul da Região Centro.

Admite-se que os diferentes cenários analisados - áreas não ardidadas recentemente, áreas ardidadas recentemente e áreas não ardidadas - são suficientemente distintos para uma apreciação comparativa e evolutiva do efeito dos fogos florestais no ciclo hidrológico e na qualidade dos solos e das águas de superfície e subterrâneas. As áreas escolhidas são bem definidas em relação ao coberto vegetal, solos, hidrogeologia, clima e condições de escoamento.

O estudo da componente quantitativa dos impactos dos fogos sobre os recursos hídricos pretendeu não só abordar a existência de possíveis impactes sobre os recursos hídricos superficiais, mas também sobre os recursos hídricos subterrâneos, nomeadamente a sua influência sobre o processo de recarga/descarga. Pretendeu-se também aferir qual a perturbação causada pelos fogos florestais em áreas sujeitas a precipitação sobre a forma de neve e aquando a existência do processo de degelo, tanto para os recursos hídricos

superficiais como subterrâneos. A escolha da bacia hidrográfica a montante da estação de Manteigas foi escolhida para esta avaliação devido às suas características.

A análise global da qualidade química dos solos e das águas foi orientada de acordo com os elementos poluentes provenientes dos fogos florestais. Na sua origem estão incluídos grupos de Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs) e de elementos maiores (e.g. cloreto, sulfato, bicarbonato, nitrato, fluoreto, fosfato, cálcio, magnésio, sódio e potássio). Neste projecto criou-se uma rede de monitorização da qualidade da água em áreas aridas e não aridas que permita caracterizar e avaliar a influência que os fogos florestais podem ter na degradação das águas de superfície e subterrâneas. Nas áreas de estudo para a qualidade das águas foram escolhidos 22 pontos de amostragem de água, sendo 3 em charcas, 5 em ribeiras, 9 em poços existentes, 2 em nascentes, 1 num talhão de escoamento directo e 1 num furo de abastecimento de água a Penhascoso.

Para a avaliação da carga poluente libertada pelos fogos que poderá ser incorporada nos solos e nas águas (superficiais e subterrâneas), causando impactos na qualidade dos recursos hídricos foi necessário realizar a caracterização físico-química das amostras de solos, águas, cinzas colhidas em campo e suas misturas com solos, cinzas produzidas em ensaios de combustão de espécies florestais e arbustivas colhidas nas áreas seleccionadas para o estudo. Foi também caracterizada a biomassa das zonas estudadas, tendo sido, em função dos resultados alcançados, seleccionadas amostras para o estudo de interacção entre cinzas e solos no que refere a alterações físico-químicas e fixação/libertação de poluentes – ensaios de lixiviação normalizados, de solos e de cinzas – ou seja, a avaliação do potencial de transferência de espécies químicas com possível impacto ao nível de qualidade das águas. Foram também realizados ensaios de lixiviação “SAR” (simulação de águas das chuvas) para avaliação do processo de fixação/libertação de poluentes em campo.

Para a aplicação dos conhecimentos obtidos com os estudos acima citados à avaliação dos impactos dos fogos sobre os recursos hídricos em áreas com risco potencial de incêndio, assim como em áreas já aridas, é necessário caracterizar o coberto vegetal em termos de avaliação espacial e estatística dos diferentes tipos de espécies vegetais, respectivas densidades, e consequente biomassa combustível. Ou seja, identificar e caracterizar a ocupação do solo anterior ao fogo florestal, de modo a poder definir-se quantitativamente e qualitativamente o seu contributo para a produção de cinzas. Mas os solos são também agentes importantes no impacto dos fogos sobre os recursos hídricos. Deste modo, para as bacias hidrográficas do Caratão, Carvoeiro e Quebradas (e também para as áreas aridas das bacias hidrográficas de Penhascoso e Vale do Zêzere) foi realizado um inventário fitossociológico, caracterização pedológica, cartografia da vegetação, análise estatística multivariada e estimativa da biomassa florestal. A análise estatística multivariada, associada aos sistemas de informação geográfica, permite analisar padrões regionais de distribuição das comunidades florísticas com o intuito de: (1) Compreender a importância das variáveis ambientais para as comunidades vegetais nas áreas em apreço; (2) Quantificar as preferências de habitat por parte das mesmas espécies; (3) Classificar os inventários realizados com base em critérios de dominância e de semelhança na

composição florística, (4) Interpolação da biomassa.

Com o conhecimento adquirido por estes estudos desenvolveu-se uma metodologia de avaliação quantitativa do impacto dos fogos sobre a qualidade das águas, aplicada à área ardida da bacia hidrográfica do vale do Zêzere, a montante de Caldas de Manteigas.

Partindo destes conhecimentos e de um conjunto bibliográfico alargado, foi ainda delineado um conjunto de medidas de mitigação e prevenção dos impactos dos fogos, num enquadramento de metodologia DPSIR, de que estas medidas correspondem ao parâmetro R – Resposta.

Neste estudo participaram as equipas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil – Núcleo de Águas Subterrâneas, Instituto Politécnico de Castelo Branco-Escola Superior Agrária e INETI – Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental.

1.1 Objectivos genéricos e âmbito do estudo

Os objectivos gerais do estudo são:

- Caracterização do potencial poluente dos diversos cobertos vegetais ardidos, com especial destaque para os de pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton), eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) e espécies arbustivas, para a contaminação química das águas subterrâneas.
- Pesquisa de eventuais contaminações químicas das águas superficiais e subterrâneas, em áreas ardidas, bem como dos solos, procurando relacioná-la na medida do possível, com a presença ou ausência nessas áreas das espécies florestais pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) e espécies arbustivas susceptíveis de influenciar a qualidade das águas e dos solos locais.
- Avaliação do impacte dos fogos florestais nos diversos processos do ciclo hidrológico.
- Avaliação do impacte dos fogos florestais na parte quantitativa do ciclo hidrológico, considerando não apenas os recursos hídricos superficiais, mas também sobre os recursos hídricos subterrâneos, tendo como especial foco de análise os impactos sobre o processo de recarga/descarga.
- Avaliação da perturbação causada pelos fogos florestais em áreas sujeitas a precipitação sobre a forma de neve e aquando a existência do processo de degelo.
- Elaboração de medidas de resposta para a mitigação e prevenção dos impactes dos fogos sobre as águas superficiais e subterrâneas.

1.2 Objectivos específicos

São objectivos específicos do Projecto a análise do impacte das florestas de pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) sobre os processos hidrológicos e hidroquímicos em áreas ardidas e não ardidas, compreendendo sete partes distintas.

Uma primeira parte em que são definidas e caracterizadas as Áreas de Estudo tanto para a avaliação dos impactos quantitativos como qualitativos dos fogos sobre os recursos hídricos, superficiais e subterrâneos.

Uma segunda parte tem como objectivo avaliar como a água da precipitação se distribui pelas três componentes principais do ciclo hidrológico terrestre (escoamento directo, escoamento subterrâneo e evapotranspiração) em três áreas de estudo: uma que tenha sofrido recentemente um fogo, outra que tenha sido sujeita a um fogo há mais tempo e uma terceira área que não tenha ardido. O estudo desenvolvido passou pela monitorização da precipitação e do escoamento superficial (composto pelo escoamento directo e pela descarga do escoamento subterrâneo para a superfície).

Uma terceira parte em que se comparam as três áreas de estudo conhecendo todos os dados de entrada necessários para o Projecto (coberto vegetal, solos, hidrogeologia, clima e condições de escoamento), e se faz uma previsão do impacte dos fogos florestais sobre as componentes regionais do ciclo da água. O estudo inclui a caracterização da composição das comunidades vegetais a uma escala mais pormenorizada, com especial incidência no estudo das espécies arbóreas e arbustivas; desenvolvimento de uma metodologia de amostragem e recolha de águas, solos e cinzas e material vegetal para incinerar, para caracterização química; elaboração de uma metodologia de análise espacial para integração de diferentes variáveis com influência na quantidade e qualidade dos recursos hídricos.

Na quarta parte, com base na quantificação das alterações hidrológicas, verificaram-se quais os efeitos dos incêndios florestais na qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Na quinta parte são aplicados os conhecimentos obtidos nos estudos apresentados nas partes anteriores, aplicando-os a um caso de estudo de uma área ardida: a bacia do rio Zêzere, desde a sua cabeceira até à região de Caldas de Manteigas, com vista a definir os impactos efectivos de um fogo sobre os recursos hídricos de um sector de bacia hidrográfica. É deste modo desenvolvida uma metodologia de aplicação dos conhecimentos obtidos estudos pelas várias equipas integrantes deste Projecto à avaliação em casos reais dos impactos dos fogos sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos numa área ardida.

Na sexta parte é apresentada uma análise dos diversos mecanismos de prevenção e de mitigação dos impactos dos fogos, a partir da qual se define um conjunto de medidas de mitigação e prevenção dos impactos sobre a quantidade e qualidade dos recursos hídricos subterrâneos, para diferentes condições no terreno. Este conjunto de medidas de resposta

enquadra-se numa primeira aplicação da metodologia DPSIR à problemática dos fogos.

Na sétima e última parte é enunciado um conjunto de linhas de investigação futura, correspondentes a aspectos em que os estudos executados durante este projecto identificaram como necessitando de investigação ulterior, assim como áreas novas de conhecimento identificadas durante a realização das diversas tarefas deste Projecto.

1.3 Organização e apresentação do relatório

Por analogia com o objectivo principal e âmbito do estudo do projecto, as actividades desenvolvidas pelas várias equipas participantes foram estruturadas em diversos capítulos que integram o presente relatório:

Capítulo 2 – É apresentada a selecção das áreas de estudo, respectiva caracterização e inventariação das infra-estruturas existentes. Esta tarefa teve como principais intervenientes o Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC, Coordenação do Projecto), a Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco (IPCB-ESA), o Departamento de Hidrogeologia do Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (INETI-DH), o Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental do Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (INETI-DEECA) e, no caso das áreas incluídas no concelho de Mação, a Câmara Municipal de Mação (CMM).

Capítulo 3 – São apresentados os estudos relativos à afectação dos fogos na componente quantitativa do ciclo hídrico, os quais foram desenvolvidos pela equipa do Núcleo de Águas Subterrâneas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC-NAS). Neste capítulo descreve-se: (1) revisão bibliográfica; (2) os dados de base; (3) as detecções na alteração do escoamento superficial; (4) a quantificação da componente de escoamento directo e de escoamento de base; (5) a detecção da alteração no escoamento directo; (6) a detecção da alteração no escoamento para as bacias estudadas.

Capítulo 4 – São apresentados os estudos relativos à caracterização dos solos, águas e cinzas da combustão de matéria vegetal das áreas estudadas, da biomassa e o potencial de transferência de espécies químicas a partir das cinzas, tanto para os solos como para as águas. Estes estudos foram realizados pela equipa do Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental do Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (INETI-DEECA). Neste capítulo descreve-se: (1) a caracterização físico-química de amostras de solos, cinzas e águas colhidas nas regiões estudadas; (2) a caracterização físico-química de amostras de cinzas colhidas em campo e suas misturas com solos; (3) a caracterização da biomassa colhida em campo e respectivos ensaios de combustão, para caracterização das cinzas resultantes; (4) o estudo da interacção entre cinzas e solos quanto a alterações físico-químicas e

fixação/libertação de poluentes; (5) os ensaios de lixiviação normalizados, de solos e de cinzas, e respectiva avaliação do potencial de transferência de espécies químicas com possível impacto ao nível de qualidade das águas; (6) os ensaios de lixiviação “SAR” (simulação de águas das chuvas) para avaliação do processo de fixação/libertação de poluentes em campo.

Capítulo 5 – São apresentados os estudos de caracterização pedológica e do coberto vegetal nas áreas estudadas, os quais foram desenvolvidos pela equipa do Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco (IPCB-ESA). Neste capítulo descreve-se: (1) a caracterização fitossociológica das comunidades vegetais das áreas estudadas; (2) a caracterização pedológica das áreas estudadas; (3) a cartografia da vegetação; (4) a análise estatística multivariada das comunidades vegetais em causa; (5) o cálculo da distribuição espacial da biomassa florestal nas áreas estudadas.

Capítulo 6 – São apresentados os estudos relativos à afectação dos fogos na componente qualitativa do ciclo hidrológico, desenvolvidos pela equipa do Núcleo de Águas Subterrâneas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC-NAS). Neste capítulo descrevem-se: (1) o plano de monitorização para as áreas de estudos de águas subterrâneas e superficiais, bem como dos solos e cinzas (localização e número de amostras a recolher; frequência de amostragem; parâmetros a analisar); (2) descrição das campanhas de recolha de amostras de águas e solos para análise química laboratorial (determinação da concentração de **hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAP)**, bem como de outros elementos químicos (cloretos, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, cálcio, magnésio, sódio e potássio) e medições *in situ* dos parâmetros condutividade eléctrica, temperatura, pH e Eh); (3) análise dos resultados obtidos para detectar a eventual contaminação das amostras por acção dos fogos e a determinação de indicadores da alteração da qualidade da água por acção dos fogos.

Capítulo 7 – É apresentada uma metodologia de aplicação dos conhecimentos adquiridos com os estudos apresentados nos capítulos anteriores para a avaliação dos impactos dos fogos numa área ardida (bacia do rio Zêzere, a montante de Caldas de Manteigas) desenvolvidos pela equipa do Núcleo de Águas Subterrâneas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC-NAS). Neste capítulo descreve-se: (1) o cálculo sumário da recarga para a área estudada; (2) o cálculo das respectivas reservas de água subterrânea; (3) a carga poluente produzida pelo fogo aí ocorrido; (4) o impacto desta carga poluente sobre as águas subterrâneas considerando a sua evolução espacial e temporal.

Capítulo 8 – É apresentada uma análise dos aspectos relativos às estratégias de prevenção e mitigação dos impactos dos fogos sobre os solos e recursos hídricos, a que se segue a apresentação de um conjunto de possíveis actuações, especialmente na área da mitigação, para diferentes condições naturais. Esta análise fundamenta-se na metodologia DPSIR, procurando dar resposta ao parâmetro R desta metodologia, e fio

desenvolvida pela equipa do Núcleo de Águas Subterrâneas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC-NAS). Neste capítulo descreve-se: (1) uma avaliação enquadrante da problemática dos fogos, incluindo questões de fundo, estratégias de prevenção, mitigação e de monitorização (2) uma análise DPSIR para os fogos, onde são analisados os diversos parâmetros desta metodologia para a temática fogos; (3) o desenvolvimento de um quadro de aplicação de diferentes metodologias de mitigação dos impactos dos fogos nos solos e recursos hídricos, para diferentes condições no terreno; (4) análise das limitações e condições mais favoráveis e mais desfavoráveis (assim como resultados positivos e negativos da sua aplicação das diferentes metodologias de mitigação dos impactos dos fogos nos solos, águas superficiais e subterrâneas).

Capítulo 9 – São apresentadas as linhas de investigação futura, que abrangem as áreas actualmente com conhecimento incompleto ou que foram identificadas como áreas novas de investigação durante estes estudos. Estas linhas de investigação futura foram identificadas pela equipa do Núcleo de Águas Subterrâneas do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC-NAS).

1.4 Enquadramento da temática dos fogos florestais

A Europa Mediterrânica é uma região particularmente afectada pelos fogos florestais. Todos os anos mais de 50 000 fogos queimam uma área de 600 000 a 800 000 ha, uma área comparável à ilha da Córsega, que representa 1,3% a 1,7% do total da floresta Mediterrânica (Olivella *et al.*, 2006). Devido à sua localização geográfica, às características climatéricas, nomeadamente as temperaturas elevadas no Verão, à variabilidade interanual da precipitação, à abundância de vegetação arbustível (sob povoamentos arbóreos de pinheiros e eucaliptos, todos eles bastante inflamáveis), ao abandono dos sistemas tradicionais de exploração da terra, aos inadequados padrões de uso do solo, bem como a uma reflorestação frequentemente inadequada, o risco de incêndios florestais aumentou consideravelmente e, com ele, o risco da degradação física, química e biológica dos solos e a poluição dos recursos hídricos de jusante.

De facto tem-se assistido nas últimas décadas, em Portugal, ao incremento do número de fogos e aumento da extensão da área ardida anualmente, seguindo a tendência manifestada por diversos países pertencentes à bacia mediterrânea. Mais recentemente, nos anos de 2003 e 2005 a extensão da área ardida tomou uma proporção tal, que constituiu o pior cenário de que há memória no que toca aos fogos florestais em território nacional. Tal tendência decorre não só da influência que detém o clima Mediterrânico no país, com a estação mais quente a coincidir com a estação mais seca, propiciando condições favoráveis à ignição e propagação do fogo, mas também devido a questões relacionadas com o planeamento e ordenamento do território, designadamente com as estratégias de gestão da floresta.

Países como Espanha, Portugal, Itália, França e Grécia são os Estados-Membros da

União Europeia com maior índice de risco de deflagração de incêndios florestais e onde ocorrem as maiores perdas em área florestal ardida. Os países mediterrânicos contribuem com 94% da área total queimada da Europa, de acordo com dados estatísticos (1975-2000) analisados pelo Instituto Europeu da Floresta (Xanthopoulos *et al.*, 2006). A média da área total queimada nestes países quadruplicou desde 1960. Só em 2005, no conjunto destes cinco países, arderam um total de 589 559 hectares e o número de incêndios ultrapassou a média de anos anteriores, saldando-se em 73 325 sinistros ocorridos nos meses de Verão. Desde 1966 a 2000 aproximadamente 12 000 ha de pinheiros (*Pinus pinaster* Aiton) foram destruídos anualmente pelo fogo em Espanha (Fernandez *et al.*, 2007). Mais recentemente na Grécia, entre Junho e Setembro de 2007, registaram-se mais de 3000 fogos florestais, devido a condições de tempo extremamente quentes e secas e ventos fortes. De acordo com o World Wide Fund for Nature-Greece foram destruídos mais de 177 265 ha entre 24 e 30 de Agosto. No total foram queimados 268 834 ha de floresta. Em 31 de Julho de 2007 arderam 80 970 ha. Desta área 11 753 ha estavam em locais NATURA 2000.

Em Portugal, o Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios (PNDFCI) refere que, desde 1980, arderam no nosso País mais de 2,7 milhões de hectares, dos quais 1,4 milhões de ha foram de área arborizada. Entre Junho e Setembro de 2003 arderam mais de 280 000 ha de floresta de sobreiro, de azinho, de pinho e de eucalipto (áreas maioritariamente com gestão florestal) e 170 000 ha de matagais.

A natureza e a complexidade dos impactes decorrentes dos fogos tornam-se mais evidentes sobretudo no Norte e Centro de Portugal onde, em termos regionais, estas duas regiões representam mais de 80% da área ardida e de ocorrências totais, registando o Norte mais de 50% das ocorrências e o Centro mais de 50% da área ardida (PDR 2000-2006). Esta incidência regional reflecte o facto de ser o pinheiro bravo (*Pinus pinaster* Aiton) a espécie mais susceptível e mais atingida pelos fogos florestais, para além das áreas de eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), cuja espécie tem vindo a ser introduzida desde os anos 80 nesta região, sem qualquer tipo de condução silvícola (Fig. 1).

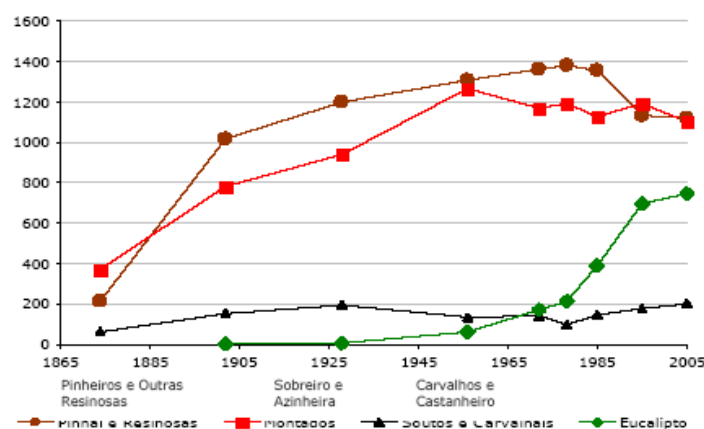


Fig. 1 - Evolução da ocupação florestal em Portugal Continental (10³ ha)
(Fonte PENDING 2007-2013)

O cenário que tem vindo a ocorrer em Portugal, contribui para que os fogos florestais sejam fonte de impactes negativos não só para a economia, através da perda de bens materiais e necessidade de verbas para o combate e supressão do fogo, entre outros, mas também para o meio ambiente. A problemática ambiental associada aos fogos florestais deriva sobretudo dos efeitos adversos e diversificados nas diferentes componentes ambientais: solo, água, ar, biodiversidade e paisagem.

Em resultado da intensificação dos fogos florestais, a capacidade de regeneração dos ecossistemas mediterrâneos diminui em muitas áreas enquanto outras são afectadas pela perda da biodiversidade, escassez de água, alterações de temperatura, erosão do solo (consequência da eliminação do coberto vegetal devido à acção do fogo) e poluição dos recursos hídricos.

No que respeita à vertente água, o fogo descontrolado tem desempenhado um impacto negativo, sendo associado à sua ocorrência a capacidade de interacção directa e indirecta com os processos que regem o ciclo hidrológico, e consequentemente o influenciam tanto de um ponto de vista qualitativo como quantitativo. Tais interacções traduzem-se, para além da destruição do coberto vegetal, que tem como resultado a diminuição dos processos de evapotranspiração e interceptação, na criação de condições agravadas de impermeabilização, conducentes de um modo geral ao aumento do escoamento superficial e da magnitude dos caudais de cheia, influenciando em consequência os processos de recarga. Não obstante a importância que detém a destruição da vegetação nos referidos efeitos, os mesmos podem resultar de outras perturbações, designadamente da alteração das propriedades físico-químicas do solo, assim como na criação e/ou alteração de um carácter hidrofóbico neste mesmo solo. Estes e outros processos serão abordados de um modo mais pormenorizado no presente trabalho, destacando-se alguns aspectos pertinentes citados na literatura relativa à problemática dos fogos florestais e a sua relação com os processos hídricos.

A descrição da situação actual do espaço florestal em Portugal, face às áreas ardidas, aconselha a que sejam devidamente ponderados e estudados os problemas associados aos fogos florestais, à preservação dos recursos naturais e à revitalização do sector agrícola e florestal. Neste contexto, e tendo em vista a representatividade de que se revestem as espécies arbóreas pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) na floresta portuguesa, nomeadamente nas áreas sujeitas a fogos florestais, a identificação e avaliação dos impactes nestas áreas, após a ocorrência dos incêndios, com destaque na qualidade dos solos e nos recursos hídricos, assumem um papel importante; os impactes, pela sua natureza, podem assumir algum significado, dado que estão associados a alterações das características físico-químicas dos solos e dos ecossistemas, com potencial incremento na degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas, condicionando os próprios usos das mesmas.

A presente formulação de políticas públicas, com horizonte em 2013, desenvolve-se em torno dos seguintes aspectos: "(i) aumento da resiliência do território aos incêndios florestais;

(ii) redução da incidência dos incêndios; (iii) melhoria da eficácia do ataque e da gestão dos incêndios; (iv) recuperação e reabilitação dos ecossistemas e das comunidades e (v) adaptação de uma estrutura orgânica funcional e eficaz, suporte de uma verdadeira e sustentável política de Defesa da Floresta Contra Incêndios (DFCI), operacionalizada através de um plano nacional integrador de atitudes, vontades e recursos, o Plano Nacional de Defesa da Floresta Contra Incêndios (PNDFCI)".

2 Áreas de estudo

Os trabalhos de campo realizados durante este estudo contaram com a parceria do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), Escola Superior Agrária de Castelo Branco (ESACB), Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, I.P.–Departamento de Hidráulica (INETI-DH), Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, I.P.–Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental (INETI-DEECA) e da Câmara Municipal de Mação (CMM).

As áreas foram seleccionadas para os estudos de impacto dos fogos na componente qualidade das águas e quantidade (variação dos valores de recarga). Os estudos de qualidade incidiram na área de Mação (Quebrada, Carvoeiro, Caratão e Penhascoso). Os estudos de quantidade incidiram sobre três áreas, uma situada nos concelhos de Portalegre e Castelo de Vide (ribeira de Niza a montante de Ponte Panasco), uma no concelho de Portalegre (bacia do rio Raia a montante do Couto de Andreiros) e uma no concelho de Manteigas (terço superior da bacia do Zêzere até Caldas de Manteigas). A razão porque as áreas para os estudos de qualidade e de quantidade são distintas prende-se, não apenas com motivos de ordem científica mas também de ordem logística, dado que na área de Mação não existe actualmente qualquer estação hidrométrica, excepção feita para a bacia do Caratão, sob monitorização da Universidade de Aveiro.

De entre as áreas seleccionadas para os **estudos de qualidade**, a primeira (Quebrada) é representativa de uma área não ardida, a segunda e terceira áreas sofreram um incêndio em 2003 e a quarta área de estudo foi sujeita a um incêndio em 3 de Agosto de 2006. Esta última área de estudo foi seleccionada com o objectivo de monitorizar uma área imediatamente a seguir à ocorrência de um incêndio. A selecção do Concelho de Mação como zona estudo do impacto dos fogos florestais na qualidade dos solos e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos foi efectuada com base nos seguintes critérios: (1) ocupação do solo predominantemente por espécies arbóreas, pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), (2) a representatividade espacial das áreas de estudo, isto é respeitando o interesse de obtenção de informação em áreas ardidas recentemente e áreas não ardidas, (3) a disponibilidade dos técnicos da Câmara Municipal de Mação e o seu apoio logístico (gabineteflorestal@cmm.pt).

Nas áreas alvo dos estudos de qualidade foi realizada a monitorização das águas

subterrâneas, das águas superficiais e dos solos nas quatro áreas seleccionadas, no que respeita à sua qualidade, com base em amostragem de solos e recolha de água para análise.

De entre as áreas seleccionadas para os **estudos quantitativos** a bacia da região de Ponte Panasco teve um fogo importante em 2003, representando uma área ardida recente em clima mediterrânico; a bacia da região de Couto de Andreiros embora com áreas ardidas, representa basicamente uma região não ardida dado estas áreas serem de muito reduzida dimensão e portanto com impacto reduzido; a bacia do Zêzere teve um importante fogo em 2005, que afectou 65% da área da bacia, sendo representativa de uma área ardida muito recente, em região de montanha, potencialmente sujeita a ciclos de gelo e degelo.

2.1 Caracterização das zonas dos estudos qualitativos: a região de Mação

Mação localiza-se na margem norte do rio Tejo, no distrito de Santarém (Fig. 2), na parte sul da Região Centro de Portugal e ocupa uma área de 40 000 ha, encontrando-se abrangido pela Região NUTS de nível II Centro e pela NUTS III Pinhal Interior Sul, que compreende 5 concelhos: Mação, Oleiros, Proença-a-Nova, Sertã e Vila de Rei (Fig. 3).

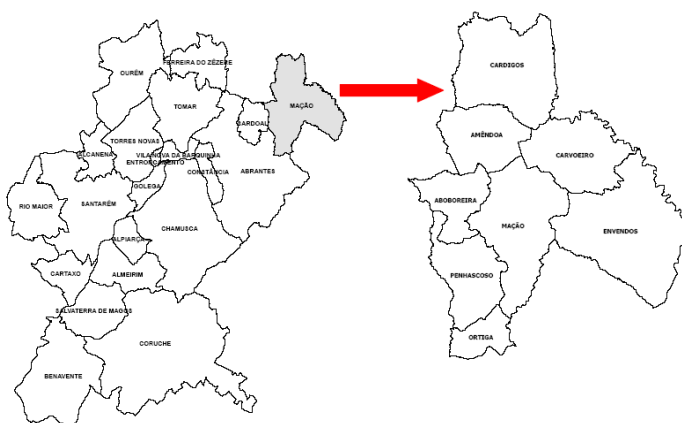


Fig. 2 - Distrito de Santarém e Freguesias do Concelho de Mação (GTF CMM)

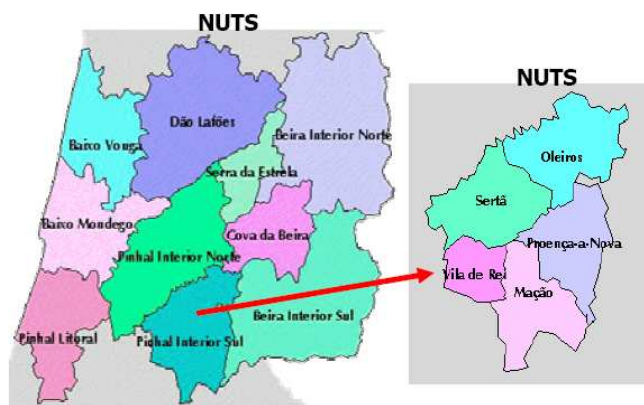


Fig. 3 - Sub-região estatística de Pinhal Interior Sul (GTF CMM)

Toda a região se encontra na zona de transição entre climas tipicamente Atlânticos e os tipicamente Mediterrânicos. A precipitação varia entre 1000 mm, a norte, e menos de 600 mm por ano, a sul. A litologia compreende xistos, quartzitos e depósitos terciários (rañas), que formam litossolos, juntamente com cambissolos húmicos e dístricos.

O coberto vegetal é dominado pela floresta, que cobre praticamente toda a região desde o início do século XX, deixando espaço para uma agricultura de subsistência nos vales, onde o solo é mais profundo (Carvalho *et al.*, 2002). Em 1920 a floresta era tipicamente Mediterrânica predominando o sobreiro (*Quercus suber*) e a azinheira (*Quercus ilex*) com algumas manchas de pinhal (*Pinus pinaster*) cuja plantação foi encorajada pela Direcção-Geral de Florestas. Nos anos quarenta, para evitar a degradação dos solos, foram efectuadas várias campanhas de arborização que resultaram na ocupação de extensas áreas de baldio com resinosas (nomeadamente *Pinus pinaster*). Mais tarde procedeu-se à reconversão dessas áreas florestais, com a substituição do pinheiro pelo *Eucalyptus globulus* Labill. Particularmente nos últimos vinte anos, os incêndios florestais e as lavras no sentido do maior declive da vertente têm acelerado a erosão dos solos (Carvalho *et al.*, 2002).

A acumulação de biomassa sobre extensas e contínuas áreas de floresta resultou na ocorrência de fogos florestais a partir de meados dos anos 70 (Fig. 4). Muitas das áreas queimadas são reflorestadas com *Eucalyptus globulus* Labill, mantendo a continuidade de extensas áreas florestais e consequentemente aumentando o risco de incêndio (Coelho *et al.*, 2004).

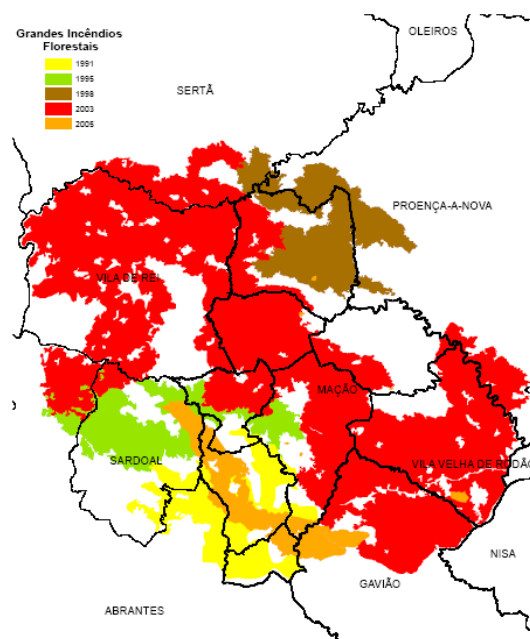


Fig. 4 - Incêndios florestais ocorridos no Concelho de Mação desde 1991 (GTF CMM)

Nos anos 50 e 60 devido ao êxodo da população para Lisboa, a região de Mação sofre alterações importantes na sua estrutura produtiva, com reflexos importantes ao nível da

paisagem e na estrutura demográfica e sócio-económica da região. Nos últimos 40 anos, o município de Mação perdeu 47% da população. O decréscimo da população leva ao abandono da agricultura; as áreas destinadas à pastagem e à agricultura são abandonadas, levando à ocupação dessas áreas por florestas e matos (Carvalho *et al.*, 2002).

Cerca de 75% do município de Mação está coberto por floresta e matos, estando 90% dessa área coberta por *Pinus pinaster*. As áreas de floresta na região de Mação são praticamente todas privadas e distribuem-se por pequenas parcelas individuais (60% têm menos de 2 ha) (Carvalho *et al.*, 2002).

Carvalho *et al.*, (2002) seleccionaram a região de Mação como caso de estudo devido à existência de forte evidência de erosão e degradação do solo, indicada pela diminuição da camada superficial do solo, pelo incremento da pedregosidade e pela invasão do terreno pela espécie *Cistus ladanifer*.

De acordo com Carvalho *et al.* (2002), os fogos florestais acompanhados da introdução de espécies exóticas como o *Eucalyptus globulus*, provocam o aumento do escoamento directo e da erosão do solo e, também, alterações na estrutura do solo e na sua resistência.

2.1.1 Selecção das áreas de estudo

Atendendo aos objectivos deste Estudo, i.e. análise do impacte dos fogos florestais nos diversos processos do ciclo hidrológico e avaliação da eventual contaminação das águas e dos solos em áreas aridas, procurou-se obter o máximo de informação sobre as características hidrodinâmicas dos sistemas antes e após os incêndios, designadamente sobre o escoamento superficial e precipitação.

Salienta-se porém que, enquanto a monitorização da precipitação se encontra bem distribuída pelo território nacional e é possível fazer a sua interpolação para qualquer área do território, a monitorização do escoamento superficial abrange apenas as bacias hidrográficas onde estão instaladas as estações hidrométricas.

Na área de Mação, não existe actualmente qualquer estação hidrométrica pertencente a uma rede nacional de monitorização. No entanto foi possível obter registos de caudais na bacia do Caratão, cuja informação foi disponibilizada pelo Professor Dinis Ferreira da Universidade de Aveiro (Departamento de Ambiente e Ordenamento).

A monitorização em termos hidrológicos da bacia do Caratão pela Universidade de Aveiro começou em 1997, tendo sido para tal instrumentada com uma estação hidrométrica e pluviógrafos. Tendo ardido em 1999, esta estação continuou com monitorização automática a partir de 2001 até 2003, ano em que sofreu novo incêndio, apresentando por isso também dados mais recentes.

2.1.2 Enquadramento das áreas de estudo na região de Mação

De acordo com os objectivos deste Projecto seleccionaram-se 4 áreas para estudo sob cobertos vegetais de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus* em diferentes estádios de desenvolvimento.

A selecção das áreas de estudo em Mação foi estabelecida de forma a individualizar pequenas bacias mais ou menos distintas do ponto de vista do coberto vegetal, solos, geologia, hidrogeologia, clima e condições de escoamento. As bacias seleccionadas são a bacia do Caratão, bacia do Carvoeiro, bacia da Quebrada e a área de Penhascoso (Fig. 5). O número e a distribuição das zonas de estudo na região de Mação foram estabelecidas de modo a individualizar pequenas bacias mais ou menos distintas do ponto de vista do coberto vegetal, solos, hidrogeologia, clima e condições de escoamento. Consideraram-se unicamente estas 4 situações, admitindo-se que os diferentes cenários – áreas não ardidadas recentemente, áreas ardidadas recentemente e áreas não ardidadas - eram suficientemente distintos para uma apreciação evolutiva do efeito dos fogos florestais no ciclo hidrológico e na qualidade dos solos e das águas de superfície e subterrâneas.

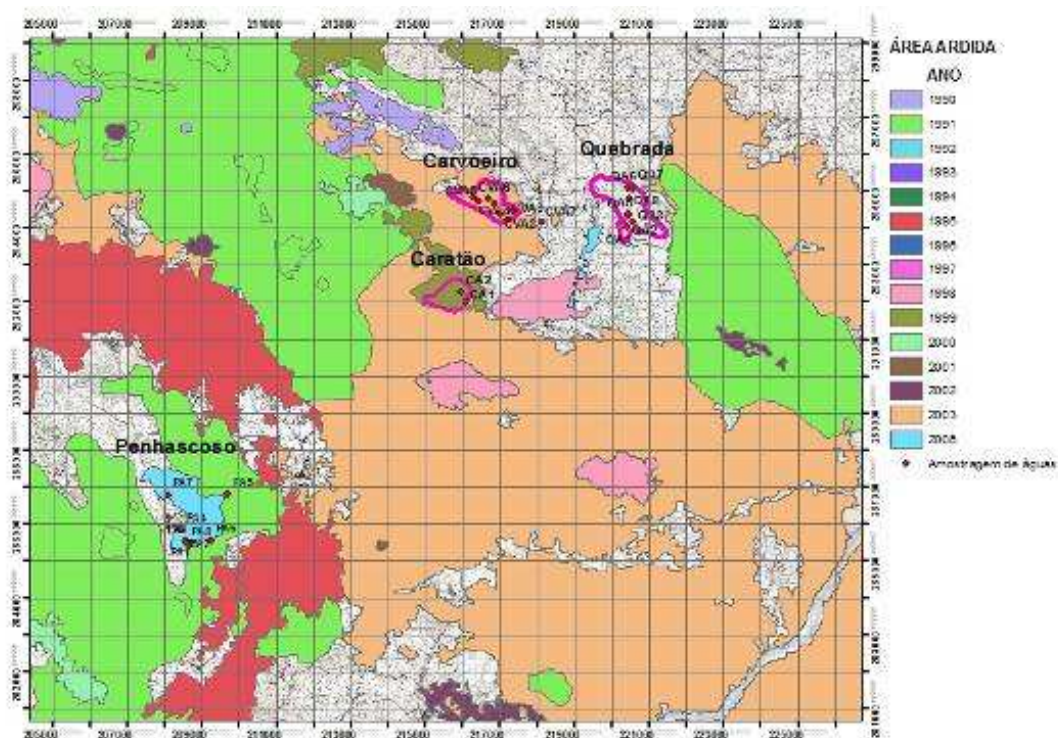


Fig. 5 - Localização das áreas de estudo no Concelho de Mação: Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso





No Quadro 1 apresenta-se uma síntese das características principais das 4 bacias em estudo no concelho de Mação.

Quadro 1 – Principais características das 4 bacias estudadas no concelho de Mação: Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso

Bacias		Caudais	Ocupação florestal	Observações
Caratão	Área não ardida recentemente	Monitorização desde 1997	Pinheiro	
Carvoeiro	Área não ardida recentemente	Sem monitorização	Pinheiro	
Penhascoso	Área ardida recentemente	Sem monitorização	Pinheiro Eucalipto	Área principal do projecto em termos de qualidade
Quebrada	Área não ardida	Sem monitorização	Pinheiro	Área de controlo de qualidade e quantidade de água

Foram agrupadas num mesmo bloco as bacias (Caratão e Carvoeiro) que, pela semelhança de condições que as definem – área não ardida recentemente e ocupação florestal – devem corresponder resultados idênticos ou muito semelhantes. No Quadro 2 é apresentada uma caracterização de pormenor das áreas estudadas, para as questões do impacto dos fogos na qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Quadro 2 – Descrição das áreas estudadas

	Bacias	Modalidades	Tempo decorrido de recuperação	Nº de incêndios	Ano de queima	Caudais	Principal ocupação florestal	Observações
	Caratão	MOD 1	Área não ardida recentemente	2	1999 2003	Monitorização desde 1997	Pinheiro	
	Carvoeiro	MOD 2	Área não ardida recentemente	1	2003	Sem monitorização	Pinheiro	
	Penhascoso	MOD 3	Área ardida recentemente	1	2006	Sem monitorização	Pinheiro Eucalipto	Área principal do projecto em termos de qualidade
	Quebrada	MOD 4	Área não ardida	-	-	Sem monitorização	Pinheiro	Área de controlo de qualidade e quantidade de água

2.2 Caracterização das zonas de estudos quantitativos: zonas de Ponte Panasco, Couto de Andreiros e Manteigas

Para a elaboração deste estudo seleccionaram-se duas bacias nas quais ocorreram mais recentemente fogos florestais, e uma terceira bacia que foi utilizada como área de controlo, de modo a identificarem-se possíveis alterações em termos de escoamento, induzidas pela ocorrência de fogo. Uma breve caracterização de três dessas áreas – bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco (área ardida), a bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Couto de Andreiros (área de controlo da bacia anterior) e a bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante da estação hidrométrica de Manteigas – é apresentada nos subcapítulos seguintes. A localização das áreas de estudo face ao território nacional encontra-se representada na Fig. 6.

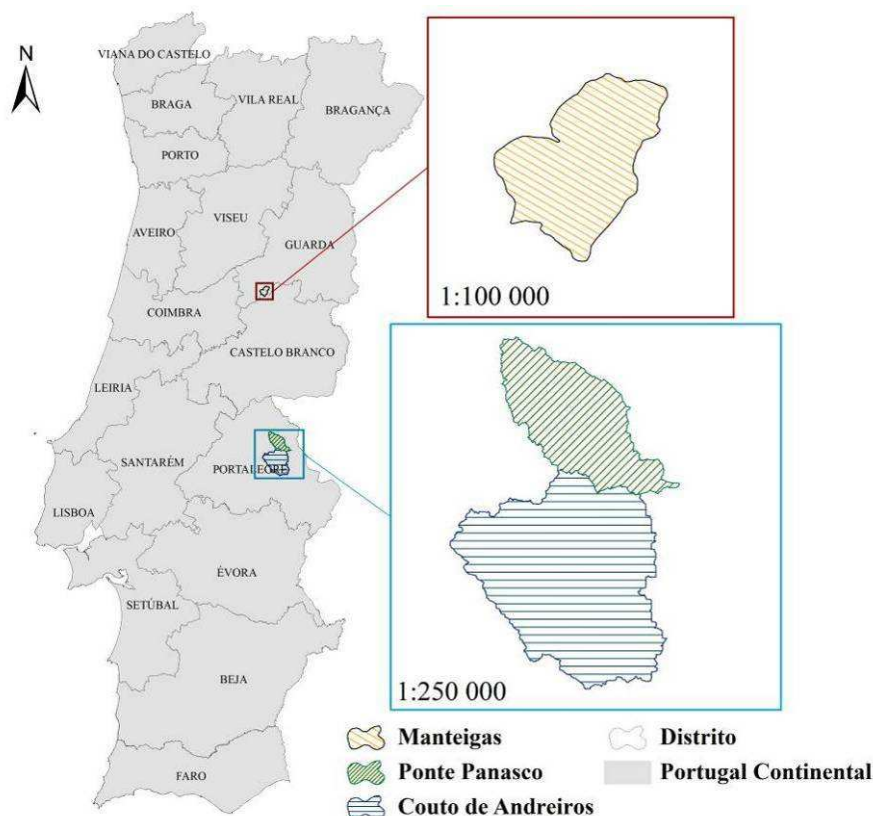


Fig. 6 - Localização das bacias de estudo em Portugal Continental

2.2.1 Caracterização da bacia hidrográfica da ribeira de Nisa a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco

Localizada no distrito de Portalegre, abrangendo o Norte do concelho de Portalegre e o Sul do concelho de Castelo de Vide, a bacia hidrográfica da ribeira de Nisa a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco, possui uma área aproximada de 109,45 Km², tendo esta sido determinada a partir da digitalização do seu contorno desenhado nas cartas militares de Portugal n^{os} 335, 347 e 348 à escala 1:25000 (Fig. 7). A ribeira de Nisa é um dos afluentes da margem esquerda do rio Tejo. Ponte Panasco situa-se à altitude de 320 m e o ponto mais alto da bacia localiza-se à altitude de 940 m.

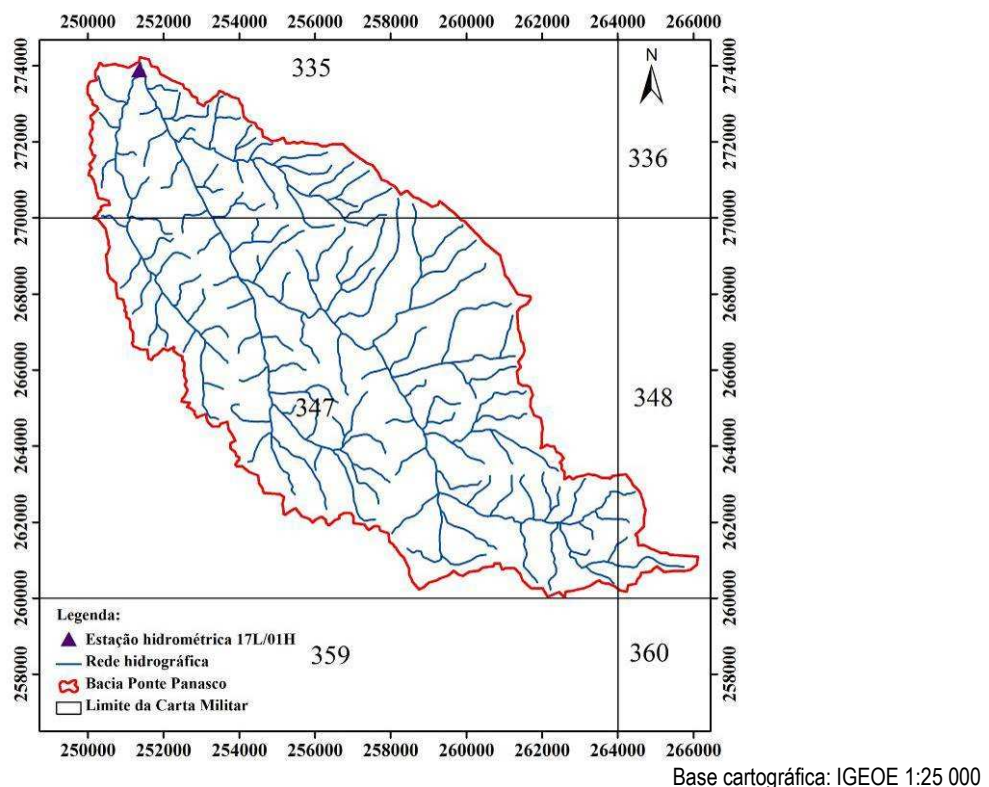


Fig. 7 - Limite da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco, rede hidrográfica e identificação das cartas à escala 1:25 000 utilizadas na sua delimitação.

A geomorfologia é uma variável importante no comportamento e caracterização do escoamento superficial, designadamente na existência de escoamento directo que se torna mais proeminente em áreas de maior declive; como tal, o seu conhecimento para uma determinada área é importante na identificação de possíveis variações nos processos hidrológicos. Em termos geomorfológicos e com base no modelo digital do terreno (MDT) verifica-se na bacia a predominância de áreas de baixo declive ou áreas planas (declive de 0-5%), representando estas áreas cerca de 33,7% da área da bacia. As áreas de declive moderado (declive de 6-10%) e as de declive moderadamente acentuado (10 a 15%) representam 24,1% e 16,5% da bacia, respectivamente. Áreas de declive muito acentuado (declive > 25%) representam apenas 10,4% da bacia e localizam-se ao longo do limite Este da

bacia desenvolvendo-se no sentido NO – SE. Em termos de orientação da vertente de encosta verifica-se um predomínio das áreas orientadas a oeste e sudoeste.

Litologicamente, a área é constituída por ortognaisses em quase toda a sua extensão, com a existência de arcoses e quartzitos no seu limite NE (serra de Castelo de Vide) e a presença de xistos no extremo SE da bacia. As rochas ortognaissicas encontram-se recortadas por filões de quartzo e por diversas falhas, que nalguns locais condicionam o percurso das ribeiras, constituindo estas formações geológicas meios cristalinos que sustentam aquíferos do tipo fissurado descontínuos.

Dado que as alterações no escoamento ocorrem devido à acção do fogo sobre o coberto vegetal, alterando os diferentes processos inerentes ao ciclo hidrológico, nomeadamente a evapotranspiração, torna-se pertinente a caracterização da ocupação do solo nas referidas bacias. De acordo com o CORINE Land Cover 2000 (CLC2000) verifica-se relativamente à ocupação do solo na bacia, a predominância de florestas de folhosas (35,1% da área da bacia), seguida pela existência de áreas agrícolas com espaços naturais (18,9%), situando-se as demais classes abaixo dos 10% da área total da bacia com a excepção dos sistemas culturais e parcelares complexos. A ocupação do solo segundo a classificação do CORINE Land Cover para a bacia encontra-se apresentada no Quadro 3.

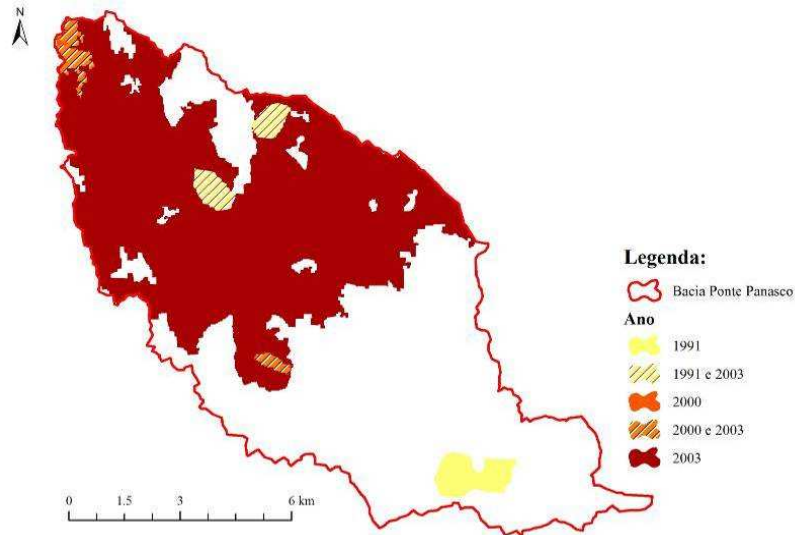
Quadro 3 – Ocupação do solo na bacia hidrográfica a montante de Ponte Panasco com base na cartografia CORINE Land Cover 2000 (o valor entre parênteses refere-se ao código CLC referente a cada classe).

Classe	Área (hectares)	Área (%)
Agricultura com espaços naturais (243)	2060	18,9
Culturas anuais de sequeiro (211)	252	2,3
Espacos florestais degradados, cortes e novas plantações (324)	763	7,0
Florestas de folhosas (311)	3835	35,1
Florestas de resinosas (312)	174	1,6
Florestas mistas (313)	383	3,5
Matos (322)	1026	9,4
Olivais (223)	542	5,0
Pastagens naturais (321)	122	1,1
Sistemas agro-florestais (244)	672	6,2
Sistemas culturais e parcelares complexos (242)	1089	10,0
Tecido urbano contínuo (112)	2	0,02

Segundo a DGRF (2007b) verificou-se nesta bacia a ocorrência de fogo no ano de 1991, em que foi consumido cerca de 3% do coberto vegetal da área total da bacia, resultando em três manchas distintas de coberto vegetal. Duas destas manchas, localizadas mais a norte na bacia, voltaram a ser fustigadas pelos fortes incêndios que atingiram o território nacional no ano de 2003; neste ano a área ardida na bacia de Ponte Panasco atingiu uma extensão de quase 50% da sua área, tendo o referido incêndio deflagrado no dia 31 de Julho de 2003 (DGRF). Constata-se também a existência de uma pequena área ardida no ano 2000, situada a norte da bacia e cuja extensão representa cerca de 1% da área total em análise. Dado a extensão das

áreas sujeitas a incêndio no ano de 1991 e 2000 face à área total da bacia, os efeitos da sua ocorrência à escala da bacia podem considerar-se negligenciáveis, pelo que se pesquisou a existência de alterações ao ciclo hidrológico somente para a situação verificada em 2003.

A localização das diferentes manchas correspondentes às áreas ardidadas entre o ano de 1990 e 2005 encontra-se apresentada na Fig. 8.



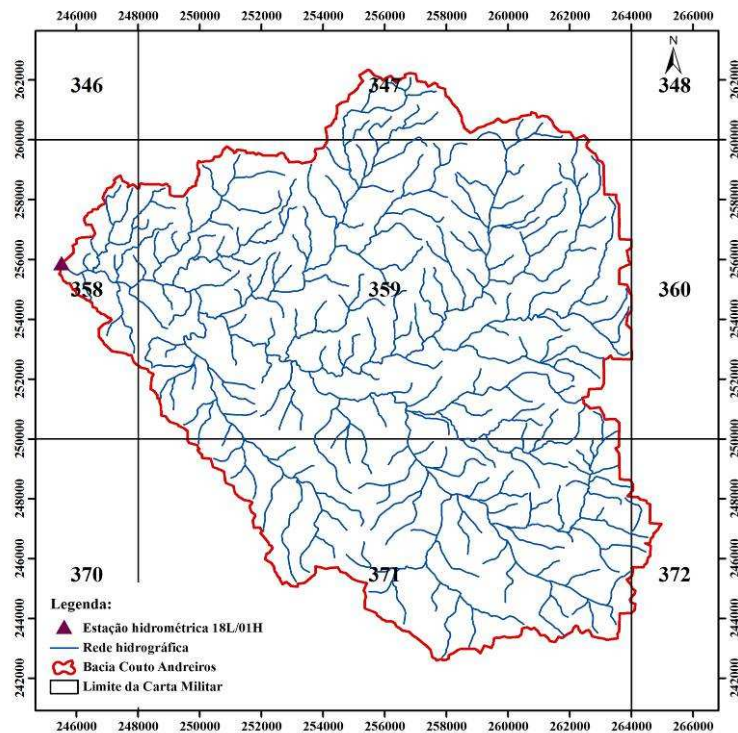
Fonte: DGRF (2007b)

Fig. 8 - Localização das áreas ardidadas na bacia a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco, segundo o ano de ocorrência.

A informação relativamente à estação hidrométrica de Ponte Panasco-17L/01 (Fig. 7), localizada nas coordenadas X=251466 (m) e Y=273884 (m), foi extraída do Sistema Nacional de Informação sobre Recursos Hídricos (SNIRH) (<http://snirh.pt>). Dos dados disponíveis com base na referida estação é relevante referir a existência de caudais médios diários (QMD) no período compreendido entre 01/10/1981 e 30/09/1990, verificando-se uma descontinuidade nos registos no período 01/10/1985 a 26/11/1985. Mais recentemente, e já com a automatização da referida estação, encontram-se também disponíveis os QMD para o período de 19/04/2001 a 28/12/2006, existindo simultaneamente, para o mesmo período, os dados relativos ao nível hidrométrico instantâneo (NIHIDI).

2.2.2 Caracterização da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Couto de Andreiros

Com uma área próxima dos 243 km², esta bacia hidrográfica tem como principal curso de água o rio Raia e abrange a zona oeste do concelho de Portalegre e o território SE do concelho do Crato, sendo que uma pequena faixa do sul da bacia se encontra inserida no território administrativo do concelho de Monforte. A sua delimitação foi efectuada com base nas cartas militares de Portugal nos 347, 358, 359, 371 e 372 (Fig. 9). As altitudes na bacia encontram-se balizadas de um modo aproximado entre os 200 m e os 650 m.



Base cartográfica: IGEOE 1:25 000

Fig. 9 - Limite da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Couto de Andreiros, rede hidrográfica e identificação das cartas à escala 1:25 000 utilizadas na sua delimitação.

Com base no MDT verifica-se para esta bacia a predominância maioritária das áreas planas ou cujo declive se cifra abaixo dos 5%, representado cerca de 56% da área total da bacia. As áreas de declive moderadamente acentuado, acentuado ou muito acentuado têm, em termos, percentuais uma menor expressão comparativamente à bacia anterior, não indo a classe associada a um maior declive além dos 3,5% da área total. Nas áreas com algum declive verifica-se uma maior expressão das vertentes orientadas a sudoeste e a oeste, representando cerca de 12 e 10% da área total da bacia, respectivamente. A fracção das vertentes mais expostas à radiação solar (orientadas a sul) representa aproximadamente 8%.

Em termos geológicos, a bacia é constituída essencialmente por granitos alcalinos na parte norte e centro, ocorrendo na parte sul essencialmente xistos e grauvaques, do Câmbrio e Pré-câmbrico, cujos afloramentos alternam com afloramentos de rochas ultrametamórficas, quartzitos, calcários, dolomitos, conglomerados e arcoses. As formações geológicas presentes constituem meios cristalinos que sustentam aquíferos do tipo fissurado descontínuos, podendo ocorrer na camada superficial de alteração níveis freáticos pouco profundos captados por poços.

Quanto à ocupação do solo, verifica-se, com base na informação cartográfica relativa ao CLC2000 à escala 1:100 000, a predominância de sistemas agro-florestais (33,7% da área da bacia) e de florestas de folhosas (33,5%), conforme se pode constatar no Quadro 4.

Quadro 4 – Ocupação do solo na bacia hidrográfica a montante de Couto de Andreiros com base na cartografia CORINE Land Cover 2000 (o valor entre parênteses refere-se ao código CLC referente a cada classe).

Classe	Área (hectares)	Área (%)
Agricultura com espaços naturais (243)	612	2,5
Culturas anuais associadas às culturas permanentes (241)	199	0,8
Culturas anuais de regadio (212)	26	0,1
Culturas anuais de sequeiro (211)	4117	17,0
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações (324)	237	1,0
Florestas de folhosas (311)	8125	33,5
Florestas mistas (313)	300	1,2
Indústria, comércio e equipamentos gerais (121)	181	0,7
Matos (322)	187	0,8
Olivais (223)	1001	4,1
Planos de água (512)	25	0,1
Pomares (222)	263	1,1
Sistemas agro-florestais (244)	8165	33,7
Sistemas culturais e parcelares complexos (242)	392	1,6
Tecido urbano contínuo (111)	31	0,1
Tecido urbano descontínuo (112)	129	0,5
Vegetação esclerofítica (323)	65	0,3
Vinhas (221)	199	0,8

Não obstante é de salientar dois aspectos também aplicáveis à área de estudo anterior: o primeiro prende-se com o período a que se refere a cartografia de base para a caracterização da ocupação do solo e que poderá encontrar-se ligeiramente alterada, devido a acções de índole natural e sócio-económica que ocorrem na área de estudo; o segundo aspecto prende-se com a escala da referida informação (1:100 000) que pode introduzir alguma incerteza nos valores apresentados.

Para esta bacia existem registos de algumas situações de fogo, relativas aos anos de 1996 (94 ha), 1998 (16 ha) e 2004 (43 ha), incidindo todas elas no norte da bacia hidrográfica em análise, não atingindo em nenhum dos casos o meio valor percentual, pelo que a área ardida em cada um dos anos relativamente à extensão da bacia (\approx 2430 ha) pode ser considerada insignificante, assim como os efeitos do fogo em termos hidrológicos.

A estação hidrométrica de Couto de Andreiros (18L/01H) localiza-se nas coordenadas X= 245622 (m) e Y= 255789 (m). Através do SNIRH disponibilizam-se dados de QMD (caudal médio diário), para a referida estação, para o período compreendido entre 01/10/1963 a 30/04/1992, e posteriormente, com a automatização da estação, de 12/07/2001 até 30/05/2007. No caso do primeiro período verifica-se a existência de diversas lacunas relativamente ao referido parâmetro. Para o segundo período apresentado são também identificadas lacunas

relativamente aos caudais médios diários, todavia estas podem ser colmatadas a partir das curvas de vazão e dos níveis hidrométricos instantâneos disponibilizados através do SNIRH. Relativamente à monitorização do NIHIDI, verifica-se a inexistência de dados no período compreendido entre 23/12/2002 e 26/12/2002.

2.2.3 Caracterização da bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante da estação hidrométrica de Manteigas

Com grande parte da sua área localizada no concelho de Manteigas, esta bacia possui uma área de aproximadamente 27 km², tendo como principal curso de água o rio Zêzere. À semelhança das bacias anteriores também a sua delimitação foi efectuada a partir das cartas militares, designadamente através das cartas nos 223 e 224 (Fig. 10), verificando-se um valor de cota mínima de 950 e um valor máximo acima dos 1950, ocorrendo este no extremo SO da bacia.

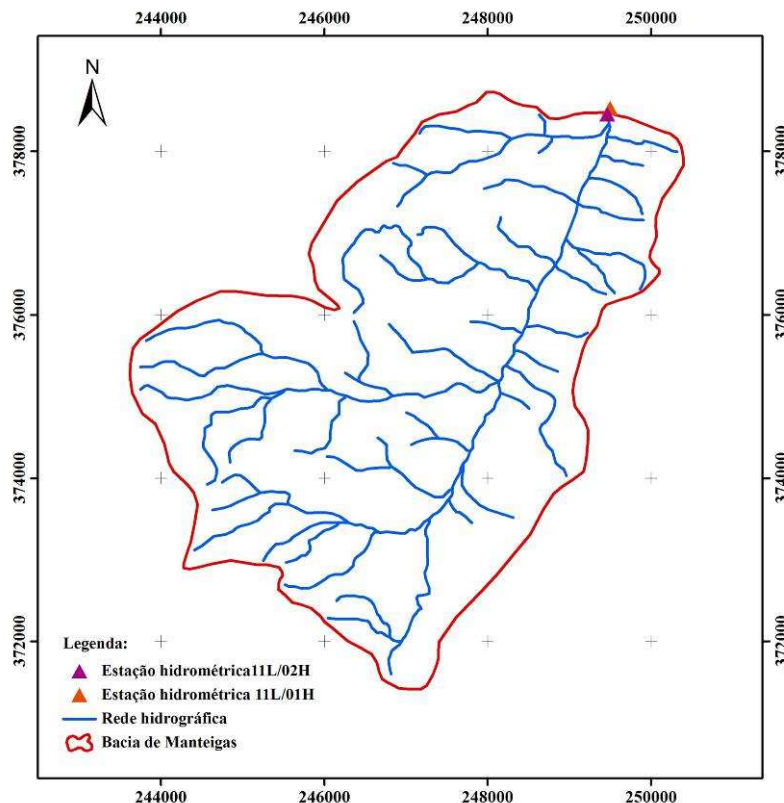


Fig. 10 - Limite da bacia hidrográfica a montante da estação hidrométrica de Manteigas (11L/01H-EDP e 11L/02H-INAG) e respectiva rede hidrográfica.

Através do MDT verifica-se que esta bacia possui vertentes bastantes íngremes, com as áreas de declive muito acentuado a deterem quase 63% da área total da bacia. Também as classes de declives classificado como moderadamente acentuado e acentuado possuem alguma expressão no território, com a primeira classe a representar cerca de 16,5% da área da bacia e a segunda cerca de 6%. Por sua vez as áreas planas ou de baixo declive representam aproximadamente 12% da área da bacia, sendo que tal distribuição de classes resulta do

referido vale glaciário possui um formato de “U”. Devido ao desenvolvimento longitudinal do vale na direcção SSO – NNE predominam, na margem esquerda, as vertentes orientadas a E e SE e na margem direita do rio Zêzere predominam as vertentes orientadas a NE e N, representando respectivamente 11% e 12% da área total da bacia.

A região na qual se encontra a bacia é essencialmente constituída por materiais graníticos e xistosos, surgindo também aluviões, depósitos de vertente e depósitos fluvio-glaciares, sendo os últimos constituídos por calhaus arredondados de vários tipos de granitos, de dimensão variável, que se encontram misturados com materiais mais finos. As regiões graníticas ocorrem a maiores altitudes e apresentam rede hidrográfica influenciada pela tectónica. O rio Zêzere encaixa-se na falha Bragança-Vilarica-Manteigas, de direcção NNE-SSO. Na área de Manteigas ocorrem nascentes termais cuja localização se relaciona com zonas de tectónica quaternária activa.

No que concerne à ocupação do solo, verificava-se à data de 2000 e segundo o CLC2000, a predominância de áreas possuidoras de vegetação esparsa (44% da área da bacia), assim como a existência de uma vasta área de rocha nua (32%). A presença tanto de florestas resinosa como florestas mistas situava-se à referida data abaixo dos 10%, como é possível constatar no Quadro 5.

Quadro 5 – Ocupação do solo na bacia hidrográfica a montante de Manteigas com base na cartografia CORINE Land Cover 2000 (o valor entre parênteses refere-se ao código CLC referente a cada classe).

Classe	Área (ha)	Área (%)
Vegetação esparsa (333)	1187	44
Rocha nua (332)	870	32
Florestas mistas (313)	227	8
Florestas de resinosa (312)	182	7
Espaços florestais degradados, cortes e novas plantações (324)	106	4
Pastagens naturais (321)	81	3
Pastagens (231)	31	1
Culturas anuais de sequeiro (211)	19	1
Matos (322)	18	1

De acordo com os dados disponibilizados pela DGRF (2007b) relativos às áreas ardidas no período 1990 a 2004, esta bacia registou a ocorrência de fogos afectando pequenas áreas no ano de 1991, tendo ardido cerca de 48 ha (1,8% da área total da bacia), e nos anos de 1992 e 1996, tendo ardido 0,6% e 1,8% da área total da bacia, respectivamente. No ano 2000 verificou-se um incremento no valor da área ardida (3,7% da área da bacia) comparativamente a 1997, ano em que a ocorrência de um incêndio consumiu uma área de 29 ha na parte central da bacia. Nos anos de 2001 e 2003 voltou a constatar-se a ocorrência de fogo no sul da bacia e, à semelhança de algumas das situações decorridas anteriormente, a área consumida foi pouco representativa face à extensão da bacia, não se atingindo um valor superior a 1,3% da

área total em análise. Em 2005 a situação foi consideravelmente distinta das situações anteriores dado que as chamas consumiram aproximadamente 65% da área da bacia, em resultado do fogo que deflagrou a 7 de Agosto na freguesia de Manteigas (São Pedro) (Fig. 11).

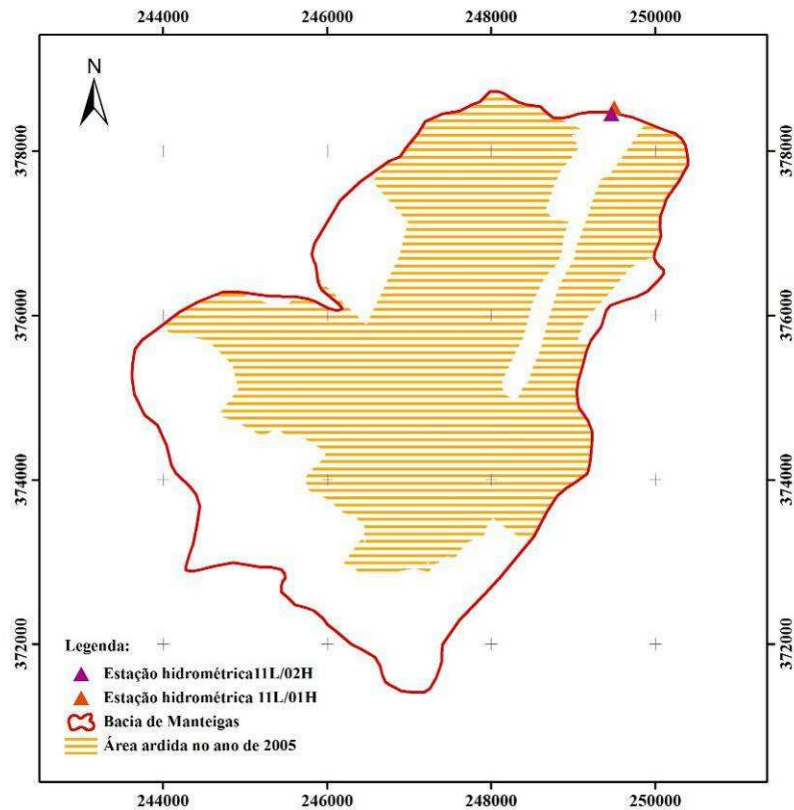


Fig. 11 - Distribuição espacial da área ardida na bacia a montante da estação hidrométrica de Manteigas, resultante do incêndio ocorrido a 07 de Agosto de 2005.

Ao nível da monitorização do escoamento superficial verifica-se para a bacia a disponibilidade de dados relativos ao caudal médio diário para o período de 1948 até 1996, monitorizados através da estação hidrométrica não automática 11L/01H. Mais recentemente, e com a substituição da referida estação, é disponibilizada através da estação automática 11L/02H a informação relativa ao nível hidrométrico instantâneo para o período entre 11/12/2001 e 27/04/2007, podendo-se determinar os respectivos caudais a partir da curva de vazão para a referida estação. No primeiro caso verifica-se a existência de diversas lacunas do QMD, e no segundo verifica-se a inexistência de dados relativamente ao NIHIDI no período compreendido entre as 20h do dia 12/07/2006 até às 15h do dia 17 do mês seguinte.

Devido às características climáticas da bacia, esta torna-se particularmente interessante na tentativa de se identificar possíveis alterações hidrológicas decorrentes da ação do fogo em sistemas onde se verifica o processo de degelo, permitindo incorporar o modelo de degelo referido no capítulo seguinte, e verificar a existência de alterações no escoamento superficial e/ou suas componentes.

3 Estudo dos Impactos dos Fogos na Quantidade de Recursos Hídricos Subterrâneos

Neste capítulo é apresentado o estudo dos impactos dos fogos na componente quantitativa do ciclo hidrológico. O texto deste capítulo mereceu publicação individual em relatório LNEC, sendo referenciada como Martinho e Oliveira (2008). O capítulo inicia-se por uma revisão bibliográfica de diversos aspectos que se relacionam com o impacto dos fogos nos solos e coberto vegetal das áreas ardidas, que afectam de forma directa a componente quantitativa do ciclo hidrológico. De seguida apresenta-se a análise destes impactos aos casos de estudo nas áreas de Ponte Panasco, Couto de Andreiros e de Manteigas.

3.1 Revisão Bibliográfica

Nesta revisão bibliográfica faz-se uma breve resenha do fenómeno do fogo e dos fogos em Portugal, seguindo-se a análise dos impactos dos fogos nos escoamentos superficiais e caudais de ponta, as alterações na constituição físico-química dos solos, comportamento hidrofóbico e erosão dos solos, terminando por uma resenha do método de cálculo do balanço hídrico e do escoamento directo e de base, utilizado no estudo para avaliar das alterações quantitativas do ciclo hidrológico nas áreas ardidas estudadas.

3.1.1 O fenómeno do fogo

3.1.1.1 O fogo e seus impactes

A ocorrência de fogos tem sido vista, tanto a uma escala temporal curta como num período mais longínquo, como uma das principais causas de alteração dos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos ecossistemas. Estes afectam as propriedades do solo e do coberto vegetal, conduzindo conseqüentemente à aceleração dos fenómenos erosivos e à alteração dos processos hidrológicos.

O fogo é a manifestação visual do processo físico-químico designado como combustão, sendo necessário para a sua ocorrência uma fonte de energia química (biomassa), energia térmica (calor proveniente da fonte de ignição) e oxigénio. Os fogos ocorrem tipicamente em cinco fases (DeBano *et al.*, 1998, citado por Neary *et al.*, 1999): (1) pré-ignição; (2) combustão com chama; (3) combustão isenta de chama; (4) combustão incandescente e (5) extinção. A **pré-ignição** consiste no aquecimento do combustível e na sua decomposição química, termicamente induzida. Por sua vez, as fases de **combustão** envolvem a libertação de calor resultante da energia armazenada na biomassa, libertando-se também diversos compostos como o monóxido e o dióxido de carbono (CO e CO₂, respectivamente), vapor de água, compostos orgânicos diversos (e.g. hidrocarbonetos aromáticos policíclicos - HAPs) e material particulado. Tanto o processo de combustão como os produtos de reacção que dela resultam têm um impacte profundo nos ecossistemas.

Nas paisagens com grande propensão ao fogo, decorrente das suas características (e.g. tipo de coberto vegetal, topografia, clima, entre outros), o fogo é uma das causas mais importantes nas alterações hidrológicas e geomorfológicas. Este acelera o processo de meteorização das rochas, provoca danos ou perdas de vegetação e da camada de folhas presente na superfície do solo, representando deste modo uma alteração da paisagem, que pode afectar os processos de intercepção, evapotranspiração e armazenamento da água precipitada, assim como a acumulação de neve e degelo nas áreas associadas a climas mais frios.

Por sua vez, aquando da ocorrência de um fogo, o aquecimento do solo tende a alterar as suas propriedades físico-químicas, resultando num carácter hidrofóbico (repelência da água) e conduzindo também à desestabilização dos seus agregados. Estas e as anteriores alterações mencionadas resultam geralmente no incremento da actividade hidrológica e geomorfológica, com um maior escoamento superficial, nomeadamente o escoamento directo¹ (mais acentuado em zonas de maior desnível) e aumento dos picos e volumes de cheia, assim como na alteração morfológica do terreno devido aos fenómenos erosivos, sendo esta acompanhada pelo carreamento de material sedimentar para as linhas de água (Shakesby e Doerr, 2006).

Outro factor importante e que não deve ser desprezado é o impacte que os incêndios detêm sob o ponto de vista da qualidade dos recursos hídricos. A rápida mineralização da matéria orgânica e a interrupção ou diminuição dos processos de assimilação por parte das plantas, decorrente da destruição parcial ou total da vegetação, pode influenciar negativamente a qualidade da água, eventualmente levando a um acréscimo da temperatura e ao aumento da concentração de nutrientes (e.g. fósforo), e/ou elementos poluentes orgânicos e inorgânicos (e.g. metais pesados), influenciando deste modo o sistema aquático e consequentemente os biota que dele depende, além de diversos aspectos de índole social e económica (Ice *et al.*, 2004).

Para além dos impactes que os fogos têm sob o sistema aquático e ainda segundo um ponto de vista ecológico, estes são também responsáveis muitas vezes pelo surgimento de diversas espécies de insectos infestantes, em resultado da abundância em vegetação morta ou fragilizada, dando origem a numerosas populações de tais indivíduos, que podem mesmo constituir-se em pragas. As áreas ardidas servem assim de foco de infestação, que se propaga às áreas contíguas não ardidas, potenciando os efeitos nefastos dos incêndios e alterando as comunidades locais de diferentes espécies (USDA, 2000).

Todavia, os incêndios não devem ser entendidos apenas de um ponto de vista negativo, na medida em que estes agem como um importante factor de perturbação em diversos

¹ Escoamento que ocorre acima da superfície do terreno continuando até à rede hidrográfica e por esta até à secção do rio a que pertence o hidrograma.

ecossistemas localizados em pontos distintos do globo, representando uma força natural, essencial e significativa na manutenção do equilíbrio ecológico (Gresswell, 1999). Um exemplo da sua importância é apontado em Vertessy *et al.* (2001), em que é associado ao fogo um papel essencial no ciclo de vida de determinadas florestas (e.g. eucaliptal), cujas sementes só germinam e crescem em solos expostos à luz solar directa, sendo esta condição criada pelos fogos.

A magnitude e a duração dos referidos impactes após a ocorrência do fogo pode variar substancialmente, dependendo da complexa interacção entre as características do local (e.g. coberto e uso do solo, comunidade fitossociológica, propriedades do solo, características hidrogeológicas, entre outras) e as características do incêndio (e.g. extensão, frequência e a severidade), assim como dos regimes pluviométricos e outras condições climáticas. A variabilidade de tais condições torna árdua a tarefa de se prever ou determinar com exactidão os efeitos dos incêndios, tornando mais complexa a construção de uma base de conhecimento, complexidade incrementada também pelas diferentes abordagens efectuadas ao tema (CRC for Catchment Hydrology, 2007; Shakesby e Doerr, 2006).

3.1.1.2 Causas do fogo

As origens dos incêndios podem ser diversas, tanto de origem natural (e.g. relâmpagos, actividade vulcânica) como antropogénicas. Segundo a Food and Agriculture Organization of the United Nations – FAO (2001), ao contrário de outras partes do mundo em que uma larga percentagem dos fogos tem origem natural, a bacia do Mediterrâneo tem sido marcada pela prevalência de incêndios de origem humana, em que as causas naturais representam apenas uma pequena percentagem de todos os fogos (1% - 5%, dependendo do país), sendo o principal motivo de tal situação a ausência de determinados fenómenos climáticos, como as trovoadas secas, e uma significativa pressão antrópica.

Outra característica apontada à referida região prende-se com o maior número de ocorrências de fogos de causa desconhecida, nomeadamente aqueles que incidem sob o coberto florestal. Constitui excepção a esta tendência o comportamento verificado para alguns países como a Croácia (Alexandrian, 1998, citado por FAO, 2001), Grécia (Anónimo, 1995, citado por FAO, 2001) e Portugal (Delattre, 1993, citado por FAO, 2001). Por sua vez, as razões mais frequentemente apontadas para todos os países como causas conhecidas para a origem do fogo são de índole involuntária (negligência e acidentes), à excepção da Turquia.

As causas acidentais são variáveis entre cada um dos países, estando algumas delas associadas a instalações fixas (e.g. linhas de alta tensão, lixeiras, entre outros) e outras directamente relacionadas a actividades humanas (e.g. descontrolo de fornos para carbonização de madeira, queimadas e fogo ateado por pastores, campismo selvagem, lançamento de foguetes, entre outros), constituindo uma extensa lista quase impossível de sintetizar, parecendo contudo que estes fogos involuntários estão associados na sua maioria a

actividades agrícolas e florestais, em que as partes em falta são normalmente habitantes permanentes e turistas de passagem (FAO, 2001).

Em Portugal, a Direcção-Geral dos Recursos Florestais (DGRF) adoptou em 2001 uma classificação das causas dos fogos que ilustra a diversidade das mesmas. A classificação encontra-se estruturada numa hierarquia com três níveis, em que o primeiro identifica seis grandes categorias de causas, o segundo desagrega-se, referindo actividades específicas, sendo que o terceiro nível subdivide tais actividades, identificando comportamentos e atitudes num total de 70 causas distintas. Independentemente da classificação adoptada, é importante referir que a identificação das causas é muito difícil, porque exige a localização precisa do ponto de início e a recolha de evidência física produzida pela fonte de ignição (Porrero Rodríguez, 2001, citado por Pereira *et al.*, 2006).

Dois factores relevantes que condicionam a ocorrência, frequência e severidade dos fogos são o coberto vegetal e as condições meteorológicas. O primeiro condiciona para além da carga de combustível vegetal disponível, o seu tipo e conseqüentemente a taxa de energia libertada, assim como as temperaturas atingidas aquando a combustão (Fernandes *et al.*, 2002). Por sua vez as condições meteorológicas são um factor importante para a ocorrência de fogo, nomeadamente a humidade e temperatura do ar, e a precipitação que ocorre nos meses que antecedem o Verão, dado que estas influenciam o teor de humidade presente na matéria combustível vegetal (e.g. árvores, arbustos, carumas e ramos secos, entre outros), estando o referido combustível mais propenso a sofrer combustão à medida que a humidade diminui e a temperatura aumenta.

A intensidade e direcção do vento são também preponderantes na propagação do incêndio, aumentando por um lado a oxigenação da queima e conseqüentemente deslocando a reacção de combustão no sentido directo (libertação de uma maior quantidade de energia), e por outro pode contribuir para a disseminação de partículas em ignição, criando novos focos de incêndio, ao mesmo tempo que pode incrementar a velocidade da frente de chama. A orografia do terreno, a existência de faixas de contenção, boas acessibilidades, meios e prazos de intervenção são outras variáveis que influenciam a extensão que um fogo poderá tomar.

3.1.1.3 Frequência, severidade e intensidade do fogo

Muitos dos impactes referidos anteriormente de um modo sumário e outros, decorrentes dos incêndios, são influenciados pela frequência, severidade e intensidade dos fogos que lhes dão origem. As referidas variáveis são utilizadas para descrever os regimes de fogo, sendo este conceito referente à natureza dos fogos que ocorrem durante um intervalo de tempo longo, pelo menos na ordem de algumas décadas, assim como aos seus efeitos mais proeminentes, que caracterizam um determinado ecossistema ou tipo de coberto vegetal e uso do solo (Brown, 2000, citado por Pereira *et al.*, 2006), ou seja o **regime** do fogo compreende a globalidade dos aspectos ligados ao comportamento do fogo numa dada região ou ecossistema

(Agee, 1993).

Segundo Shakesby e Doerr (2006), a **frequência** (número de fogos por unidade de tempo) com que se dá um incêndio varia largamente consoante o tipo de coberto vegetal e o clima, podendo o período de retorno variar entre 6 000 anos no caso das florestas temperadas europeias e menos de 50 anos no caso das florestas constituídas por eucalipto, localizadas no Sudeste da Austrália (Wheelan, 1995, citado por Shakesby e Doerr, 2006); a frequência funciona como uma força selectiva importante quando a duração de vida das árvores excede o período de retorno do fogo, sendo que as espécies incapazes de lhe sobreviver ou de se reproduzirem após a sua ocorrência extinguir-se-ão (Fernandes *et al.*, 2005). Os períodos de retorno para além de serem influenciados pelos factores climáticos, são mais recentemente afectados pela acção humana, conduzindo ao incremento do número de ignições e alterando de um modo directo a carga combustível e suas características.

Na Europa, por exemplo, as práticas de exploração intensiva a longo prazo levaram à produção de uma mescla de espécies florestais, arbustivas e de cultivo, com as suas espécies a possuírem uma fraca relação comparativamente aos padrões existentes inicialmente, resultando em consequência numa carga combustível também bastante distinta. Deste modo, a frequência e o comportamento actual dos fogos estão longe da situação “natural”, sendo apontados alguns factores para tal divergência. Um desses factores é o despovoamento rural, resultando este comportamento migratório num aumento da carga combustível, decorrente do abandono de determinadas actividades agro-florestais. Inicialmente a carga combustível era reduzida, em determinadas regiões da Europa, devido ao desbaste florestal e ao pastoreio animal (Shakesby e Doerr, 2006).

Outro factor conducente à alteração da frequência é a introdução de espécies arbóreas altamente inflamáveis (nomeadamente pinheiro e eucalipto), levando ao aumento da incidência dos fogos florestais. Associada à tendência contrária (menor frequência) está a aplicação de práticas de supressão/extinção de fogo, levando ao incremento artificial da quantidade de combustível presente em determinadas áreas para níveis considerados elevados, tendo como resultado, e apesar da menor frequência, fogos de maior dimensão e grau de severidade (Allen *et al.*, 2002).

A **severidade** do fogo representa uma medida qualitativa dos efeitos do fogo sobre o solo e os recursos locais que influenciam os diversos ecossistemas (Hartford e Frandsen, 1992, citado por Neary *et al.*, 1999), sendo normalmente classificada de acordo com o grau de destruição da biomassa existente acima do solo (Shakesby e Doerr, 2006). Esta depende de diversos parâmetros, como a intensidade, duração (período de tempo durante o qual a queima ocorre num determinado ponto), carga de combustível, tipo de combustível e grau de oxidação, declive e topografia, textura do solo e humidade, teor de matéria orgânica existente no solo, tempo desde a última ocorrência, assim como da área ardida, entre muitos outros factores. Embora seja importante classificar a severidade de um determinado fogo, com o objectivo de melhor se compreender os impactes hidrológicos ou outros, torna-se relevante mencionar que

as classificações de severidade do fogo nem sempre são explanatórias de algumas alterações críticas, no que concerne a tais impactes (Shakesby e Doerr, 2006).

Um exemplo do tipo de classificação referida é a classificação proposta por Parsons (2003), em que são consideradas quatro classes distintas de severidade, estando esta classificação direccionada para documentar como as alterações nas propriedades do solo afectam as funções hidrológicas, a partir das evidências verificadas relativamente a alterações nas características do solo e/ou consumo do combustível existente à superfície (matéria vegetal). As narrativas associadas a cada uma das classes descritivas encontram-se enunciadas no Anexo I.

Por sua vez o termo **intensidade** refere-se à taxa a que a energia térmica é produzida face às condições em que se dá a combustão (Parsons, 2003; Neary *et al.*, 2003; Shakesby e Doerr, 2006), constituindo um factor preponderante no que concerne à classificação da severidade do fogo (Neary *et al.*, 1999). A intensidade pode ser medida em termos da temperatura ou do calor libertado, podendo a temperatura variar entre 50 °C e 1500 °C, e a quantidade de calor libertado situar-se entre os 2,1 kJ/kg e os 2100 kJ/kg, sendo a severidade directamente proporcional à intensidade. A taxa de propagação do fogo pode variar entre 0,5 m/semana (fogo em profundidade) e 6-7 km/h (grandes fogos florestais), condicionando, a par da intensidade, a severidade. No Quadro 6 dá-se um exemplo encontrado na literatura relativo à intensidade do fogo e sua relação com a severidade, para uma floresta constituída maioritariamente por eucalipto.

Quadro 6 - Intensidade do fogo e sua relação com a severidade para uma floresta tendo como espécie dominante o eucalipto.

Intensidade (kW.m ⁻¹)	Altura máxima das chamas (m)	Severidade	Características da vegetação após o fogo
≤500	1,5	Baixa	Apenas o combustível junto à superfície sofre combustão assim como os arbustos com altura inferior a 2m
501 – 3000	5,0	Moderada	É consumido todo o combustível à superfície e também vegetação arbustiva com altura inferior a 4 m
3001 – 7000	10,0	Alta	É consumido todo o combustível presente à superfície e a vegetação arbustiva, assim como as copas das árvores mais baixas (<10 m)
7001 – 70000	10 – 30	Muito Alta	Toda a vegetação verde, incluindo as copas das árvores (até 30 m) e a vegetação lenhosa com diâmetro <5 mm é consumida
70001 - 100000	20 – 40	Extrema	Toda a vegetação verde e lenhosa de diâmetro inferior a 10 mm é consumida

Fonte: Shakesby e Doerr (2006)

3.1.2 Os fogos em Portugal

Neste subcapítulo é apresentada uma resenha da evolução e condicionalismos do fenómeno dos fogos em Portugal.

3.1.2.1 Evolução cronológica do número de ocorrências e da área ardida

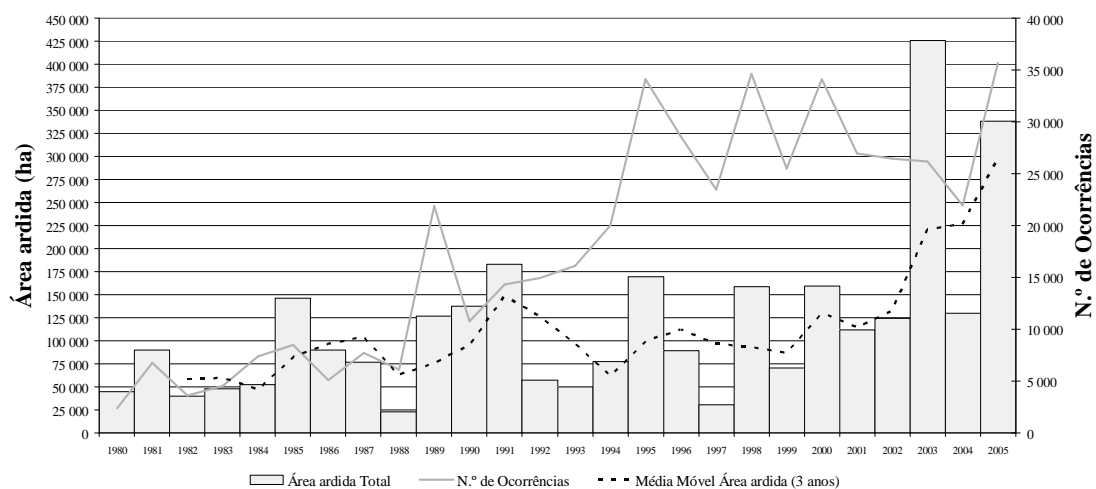
Segundo a FAO (2001), a bacia do Mediterrâneo (à qual se encontra associada Portugal, no referido relatório) sofre em média cerca de 50 000 fogos florestais por ano, que consomem aproximadamente cerca de 600 000 ha, representando tanto o número de fogos florestais como a área ardida, o dobro dos verificados para a década de setenta do século passado, data esta a partir da qual se verificou um rápido aumento dos mesmos. Apesar da informação relativa a Portugal ser posterior à data referida, verifica-se também um acréscimo na área ardida, seguindo a tendência da maioria dos países analisados (e.g. Grécia, Itália, Espanha, entre outros).

Com o incremento dos fogos florestais na década de oitenta, as autoridades Portuguesas criaram mecanismos de identificar as causas associadas aos fogos ocorridos, diminuindo para menos de 20% os fogos de origem desconhecida, permitindo também aferir que cerca de 43% dos fogos que têm lugar no território nacional são devidos a negligência e aproximadamente 34% são devidos a fogo posto (FAO, 2001). Por sua vez, Pereira *et al.* (2006), utilizando a classificação proposta pela DGRF, apontam como principais causas, para os fogos ocorridos no período de 2001-2004 e segundo o primeiro nível da hierarquia da referida classificação, que o incendiarismo (fogo posto) foi a classe mais comum, excepto no ano de 2001, em que o uso do fogo dominou (resultante de queima de lixo, queimadas, fogueiras, entre outros), estando associado às causas acidentais e estruturais uma pequena representatividade. Quanto às causas naturais, variaram entre 2% em 2002 e 2004 e 8% em 2003, confirmando que maioritariamente os fogos em Portugal têm origem na actividade humana.

Comparando a situação em Portugal com mais de quatro dezenas de países europeus e alguns países asiáticos, verifica-se que no período compreendido entre 1990 e 1997, Portugal é um dos países com maior número de fogos, sendo ultrapassado apenas por países como a Espanha, Itália e a Federação Russa; esta situação torna-se mais preocupante quando se comparam as áreas territoriais de cada um dos referidos países, sendo que Portugal possui a menor área territorial. Em termos de área ardida, os resultados nacionais são também dos mais expressivos, mantendo-se Portugal nas posições cimeiras da classificação (FAO, 2001).

Segundo dados disponibilizados pela DGRF (2007a), tem-se verificado em Portugal uma tendência no incremento anual da área ardida, no período entre 1980 e 2005 (Fig. 12), sendo particularmente significativa em anos mais recentes (e.g. anos de 2003 e de 2005). Os fogos ocorridos em 2003 constituíram o pior cenário de que há memória no que concerne aos fogos

florestais, não só pela extensão da área florestal consumida pelas chamas, mas também pela voracidade e violência com que cada situação se desenvolveu, provocando um rasto de destruição avassalador, do ponto de vista material, social e ambiental, com consequentes repercussões na economia do país (Ministério da Administração Interna, 2003). Devido essencialmente às condições meteorológicas (altas temperaturas, humidades relativas muito baixas e ventos instáveis predominantes de leste) e seu prolongamento no tempo, os incêndios florestais consumiram nesse ano cerca de 286 055 ha de povoamentos florestais e 139 671 ha de matos, incidindo mais expressivamente nos distritos de Castelo Branco e Portalegre (DGRF, 2007a). Em termos comparativos, a referida área corresponde a aproximadamente 14% da área ardida acumulada entre 1980 e 2005, inclusive, e representa cerca de 42% da totalidade da área ardida na década de noventa.



Fonte: DGRF, 2007a

Fig. 12 - Variação da área ardida (povoamento florestal e matos) no período compreendido entre 1980 e 2005, sua média móvel considerando um período de 3 anos, e variação do número de ocorrências para o referido período

É ainda de salientar a ocorrência de um comportamento cíclico para o referido período, atingindo-se valores máximos de área ardida a cada 4-5 anos, podendo este comportamento evidenciar a existência de uma combinação de factores que propiciam a ocorrência de fogos, nomeadamente a acumulação de combustível vegetal e respectiva fonte de ignição.

Um aspecto que merece também alguma atenção, diz respeito à evolução cronológica da maior mancha contínua de área ardida no final de cada época de incêndios, dado que esta variável condiciona a magnitude dos impactes negativos sobre o ciclo hidrológico, solos, sistema ecológico, sócio-económico, entre outros. Segundo Pereira *et al.* (2006) verificou-se para o período entre 1990 e 2005 que o valor registado correspondia em alguns casos a um único fogo, enquanto que noutros era resultante da coalescência de vários incêndios ocorridos no mesmo ano. Os referidos autores constataram também que o limiar dos 10 000 ha de área queimada contínua só tinha sido superado em 1990, voltando a sê-lo consecutivamente entre 2003 e 2005, com valores de 69 828 ha, 23 862 ha e 16 334 ha, sendo o valor de 2003 o mais elevado para a Europa, desde 1980.

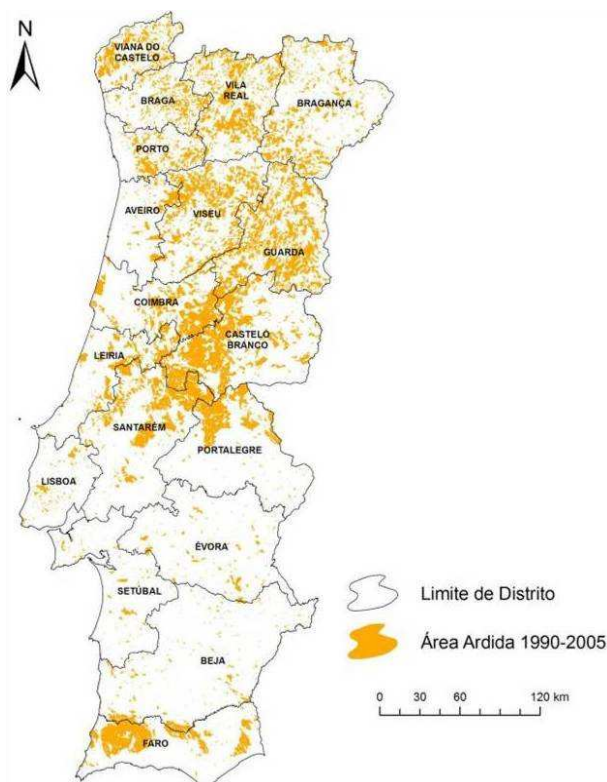
Quanto ao número de ocorrências, verifica-se um aumento do seu valor médio entre a década de noventa e oitenta, ligeiramente acima dos 200%, indicativo provável da crescente pressão antrópica sobre os ecossistemas. Este aumento acentuado não é acompanhado todavia por um aumento da área ardida, cujo máximo se deu em 1991 (182 486 ha), facto este que evidencia a ocorrência de fogos de menor dimensão; este comportamento é totalmente divergente da situação verificada no período 2000 – 2004, com a diminuição do número de ocorrências, acompanhado contudo pelo máximo histórico de área ardida registada.

Mais recentemente, verificou-se para o ano de 2006 (até 31 de Agosto) um decréscimo bastante significativo da área ardida face a 2005 (menos 239 000 ha), assim como à média do último quinquénio, sendo esta tendência também manifestada relativamente ao número de ocorrências, apresentando um valor inferior (18 770) ao valor médio verificado entre 2001 e 2005, apesar do acréscimo significativo do número de ocorrências verificado na primeira quinzena de Agosto (DGRF, 2006).

Apesar da magnitude de ocorrências que se verificam anualmente ser à primeira vista alarmante, é importante salientar que, tipicamente, uma grande fracção da área ardida em determinada época de incêndios concentra-se num pequeno número de grandes eventos (Strauss *et al.*, 1998, citado por Pereira *et al.*, 2006), ocorrendo tal situação não só em Portugal ou no Sul da Europa, mas na generalidade dos ecossistemas boreais e temperados. É a ocorrência de maior ou menor número de fogos de maior magnitude que determina a dimensão das perdas e danos verificados num dado ano, muito mais do que o número total de fogos, na medida em que a maioria é suprimida muito antes de atingir um hectare de área queimada (Pereira *et al.*, 2006).

Em Portugal, os fogos florestais têm uma distribuição temporal tipicamente sazonal, verificando-se um maior número de ocorrências e de área ardida nos meses secos (Julho, Agosto e Setembro), não sendo expressiva a sua ocorrência no Inverno. Especialmente constata-se que a incidência de fogos florestais ocorre com maior expressão a Norte do Rio Tejo (Fig. 13), considerando tanto a extensão da área ardida, como o número de ocorrências.

Em termos de área ardida acumulada, verifica-se que no período compreendido entre 1980 e 2005 os distritos mais afectados pelos incêndios florestais são, por ordem decrescente: o distrito da Guarda (16,7%), Castelo Branco (10,7%), Coimbra (8,9%) e Vila Real (8,1%). Para além de Santarém, os demais distritos apresentam de grosso modo uma fracção da área ardida acumulada no dito período, abaixo dos 5% (*cf.* Anexo II). Quanto ao número de ocorrências, a sua distribuição é dissemelhante da obtida para a área ardida, verificando-se no distrito do Porto um maior número de ocorrências no período 1980-2005, representando 21,6% do total, seguido pelos distritos de Braga (12,8%), Viseu e Lisboa, apresentando estes 10% e 7,4%, respectivamente.



Fonte: DGRF (2007b)

Fig. 13 - Localização das áreas ardidas no período compreendido entre 1990 e 2005.

Com base em ambas as distribuições, constata-se que não existe uma correlação entre o número de ocorrências e a área ardida, sendo esta condicionada fundamentalmente pelas características inerentes ao fogo, ao local onde este ocorre, aos meios de prevenção e combate aos incêndios, acessibilidades, densidade populacional, entre outros, evidenciando assim provavelmente alguma heterogeneidade a nível nacional, no que toca a tais variáveis.

3.1.2.2 Factores explicativos da distribuição espacial do número de ocorrências e da área ardida em Portugal

A realidade nacional no que diz respeito à extensão florestal consumida pelos fogos e sua localização pode ser devida a diversos factores, nomeadamente devido ao clima e ao tipo de coberto vegetal, sendo também estas as razões apontadas para a incidência dos mesmos em toda a bacia mediterrânica, como já foi referido anteriormente.

3.1.2.2.1 Clima

Portugal Continental localiza-se entre as latitudes de 37°N e 42°N e as longitudes 9,5°W e 6,5°W, no extremo Sudoeste da Europa, na zona de transição entre o anticiclone subtropical (anticiclone dos Açores) e a zona das depressões subpolares, sendo o clima influenciado pela proximidade do Oceano Atlântico e pela presença próxima do Mar Mediterrâneo (Ribeiro, 1998;

Santos e Miranda, 2006).

Devido à localização do país há assim um clima Mediterrânico, de temperatura média elevada, de Verão longo, quente e sem chuva, de luminosidade forte e grande insolação, com a ocorrência de ondas de calor estivais, e de um Inverno moderado, reinando as condições do clima mediterrânico em quase toda a Península Ibérica. A presença do Oceano Atlântico e o relevo originam alguns contrastes climáticos, provocando uma atenuação da influência mediterrânica (do Atlântico provêm massas de ar tropical húmido, trazidas pelas perturbações ciclónicas em direcção ao oriente), nomeadamente no Litoral Centro e Norte, em que a aragem marítima tempera o clima e faz descer a amplitude anual; este comportamento é contudo mais sentido no Inverno, visto que no Verão o clima Mediterrânico faz-se sentir com maior ou menor intensidade por todo o território (Ribeiro, 1998; Cerqueira, 2001).

Este tipo de clima é relevante na ocorrência de fogos florestais, na medida em que se caracteriza pela coincidência temporal entre a estação mais quente e a estação mais seca, propiciando assim condições favoráveis para que os fogos deflagrem e se propaguem, devido ao baixo teor de humidade presente na época estival, tanto na matéria combustível como no ar, potenciando deste modo o risco de incêndio nos meses de Junho a Setembro. Por sua vez, a precipitação ocorrida nas estações de Inverno e Primavera favorecem o crescimento do combustível vegetal, ficando este disponível para arder durante o período seco; verifica-se assim uma correlação positiva entre a precipitação ocorrida nesse período e a área ardida. Viegas e Viegas (1994), citados por Pereira *et al.* (2006), apontam também a existência de uma correlação negativa bastante considerável entre a área ardida e a precipitação do mês de Maio, cuja ocorrência aumenta os níveis de humidade existente no solo e na vegetação, criando desse modo condições menos favoráveis à ignição e propagação do fogo.

3.1.2.2.2 Coberto vegetal

Tem sido também atribuída como causa do incremento do número de fogos florestais no nosso país e sua severidade, a alteração do coberto vegetal em resultado do abandono das práticas tradicionais agrícolas e florestais e desinteresse pela biomassa da floresta. Tal situação é conducente ao ressurgimento de matos e outra vegetação arbustiva, levando à acumulação de grandes quantidades de combustível, potenciando assim a susceptibilidade de tais áreas ao fogo. Outra situação que tem estimulado o cenário que se tem vindo a verificar no país, prende-se pela contínua expansão das áreas associadas à exploração florestal de pinheiro bravo e eucaliptal, muitas das vezes sem um planeamento e gestão adequados.

De acordo com o disposto no parágrafo anterior, torna-se relevante tentar verificar a existência de relações entre a localização espacial da ocupação do solo e a localização espacial com maior incidência de área ardida. Segundo Caetano *et al.* (2005), verificava-se no ano de 2000 a existência predominante do coberto florestal em Portugal Continental, tendo aumentado em cerca de 94 000 ha comparativamente a 1985; o coberto florestal representava assim cerca de 3,4 milhões de hectares (34%), sendo que a vegetação natural, também

propensa a incêndio sobretudo na estação seca, detinha um peso de 9%. A distribuição das referidas tipologias de ocupação não é homogênea em todo o território, sendo a ocupação florestal a mais representativa no caso das regiões Norte e Centro com 35% e 50%, respectivamente, assim como na região do Algarve (32%). Nas regiões de Lisboa e Alentejo, o coberto florestal perde significado em detrimento da área agrícola, sendo contudo expressivo, representando 26% no caso de Lisboa e 34% no Alentejo. Por sua vez a vegetação natural (a qual inclui os matos e a vegetação esclerófito, entre outros) está presente de um modo menos significativo, com maior expressão no Algarve (21%), surgindo no Norte com cerca de 15% da área da região e 10% no Centro. Seguindo o mesmo comportamento que a ocupação florestal, é também nas regiões de Lisboa e Alentejo que a vegetação natural tem menor expressão.

Verifica-se assim uma polarização das áreas florestais e de vegetação natural a Norte do Tejo, representando as primeiras cerca de 62% da ocupação florestal nacional, e as segundas 74% dos cerca de 800 000 ha, estando a agricultura relegada ao Sul do território (Caetano *et al.*, 2005). Como referido anteriormente, é no Norte e Centro do país que ocorrem o maior número de fogos assim como se verifica uma maior extensão de área ardida, decorrente de uma maior quantidade de combustível vegetal disponível, traduzida pela maior extensão florestal.

Não obstante, é de salientar que esta observação é minimalista na medida em que a relação entre a área ardida e o número de ocorrências verificadas no Norte face ao Sul não têm a mesma magnitude da disparidade associadas à diferença entre as fracções das ocupações do solo entre ambas as regiões. Este comportamento evidencia a existência de outros factores mais relevantes do que a percentagem de uma determinada ocupação do solo genérica. Os factores explicativos podem passar por exemplo pelo tipo de espécies arbóreas e arbustivas presentes, a sua densidade e fase do ciclo de vida associado a cada uma delas, entre outros.

Relativamente à distribuição das espécies florestais, verifica-se com efeito a existência de uma heterogeneidade entre o Norte e o Sul do país, predominando no Norte e Centro as espécies florestais de pinheiro bravo e eucalipto, ocupando a primeira uma maior extensão em ambas as regiões, enquanto que no Alentejo e Algarve se verifica a existência predominante do sobreiro e azinheira (Quadro 7); a área ocupada por sobreiro representa cerca de 52% no Alentejo e 48% no Algarve, relativamente à área florestal associada às quatro espécies em cada uma das referidas regiões. Por sua vez, relativamente à região de Lisboa e Vale do Tejo, constata-se a predominância do sobreiro e eucalipto (DGRF, 2007c).

Observa-se assim uma relação entre a extensão da área florestal ardida e o número de ocorrências com o tipo de espécie florestal presente, sendo maior aquando a presença de pinhal e eucalipto. Tal situação advém, provavelmente, de estar associado ao pinheiro e ao eucalipto uma maior combustibilidade, nomeadamente devido à possibilidade de tais espécies se poderem associar a vegetação arbustiva também de grande combustibilidade, potenciando, para além do risco de incêndio, a severidade do mesmo. Por outro lado são atribuídas aos sobreiros e azinheiras propriedades de resistência ao fogo, em especial no caso do sobreiro,

em que a cortiça funciona como elemento isolador contra o calor associado às altas temperaturas, estando também estes sistemas sujeitos a uma melhor gestão. Estas características podem explicar parte do facto de estes sistemas florestais não serem tão severamente afectados pelos fogos.

Quadro 7 – Área florestal ocupada por região NUTS II, para as espécies de pinheiro bravo, eucalipto, sobreiro e azinheira, segundo o Inventário Florestal Nacional 2005/2006.

NUTSII \ Espécie	Pinheiro Bravo (10 ³ ha)	Eucalipto (10 ³ ha)	Sobreiro (10 ³ ha)	Azinheira (10 ³ ha)
Norte	192,6	121,9	10,0	8,5
Centro	409,7	258,4	15,2	30,0
Lisboa e Vale do Tejo	66,5	144,6	155,9	0,7
Alentejo	38,0	108,1	527,2	335,2
Algarve	3,6	13,8	28,4	14,0
Total	710,4	646,8	736,7	388,4

Fonte: DGRF (2007c)

Para além da ilação de que as espécies florestais influenciam a distribuição espacial das áreas ardidas no território nacional e o número de ocorrências, efectuada anteriormente, pode também dizer-se que a distribuição do coberto florestal e as espécies nele contidas influenciam de um modo mais significativo as áreas de incidência dos fogos florestais, do que propriamente as condições climáticas associadas a cada região, na medida em que é no Sul do país que se verificam condições mais propícias do ponto de vista climático, como por exemplo temperaturas mais elevadas, maior insolação, menor precipitação, entre outras.

Todavia, as alterações climáticas são de extrema importância na problemática dos fogos, na medida em que são apontadas para as próximas décadas alterações climáticas com alguma importância (Santos e Miranda, 2006), tendo como consequência um aumento no risco de incêndio para a zona do Mediterrâneo, para além dos demais impactes sobre os ecossistemas (Schröter *et al.*, 2004), em especial se tais alterações significarem ritmos de chuva e seca mais violentos, longos ou frequentes, tendo como resultado um alastramento do fogo (Pyne, 2006).

3.1.2.2.3 Outros factores

Apesar de se ter referido alguns aspectos e características relacionados com o clima e o coberto vegetal, não se deve descurar outros factores (alguns deles já referidos anteriormente) que por si só podem não ser à partida muito importantes, mas que quando conjugados com os demais, podem traduzir a realidade nacional no que toca a esta temática e seu agravamento. Entre outros factores, refere-se a topografia (note-se que as áreas ardidas três ou mais vezes concentram-se a Norte do Tejo, sobretudo em regiões montanhosas dos distritos da Guarda, Viseu e Vila Real), o comportamento demográfico, em que se tem verificado um decréscimo da população rural com o conseqüente abandono de terras agrícolas, a redução do consumo de

combustíveis e fertilizantes vegetais, a diminuição do efectivo de gado e do seu pastoreio, a substituição e o desaparecimento de actividades tradicionais (e.g. resinagem), entre outros.

A questão da densidade demográfica é uma variável importante que se correlaciona com grande parte do número de ocorrências, nomeadamente com a situação que se verifica nos distritos do Porto, Braga e Lisboa. Citando Pereira *et al.* (2006), nos 32 concelhos fortemente urbanizados de Lisboa e Porto, que abrangem apenas 3,8% da área de florestas e matagais do país, concentram-se 19,1% do número total de fogos ocorridos entre 1980 e 2004; estes correspondem contudo a apenas 3% da área queimada, verificando-se assim que uma grande proporção dos fogos registados em Portugal ocorre em zonas densamente povoadas dos distritos acima referidos.

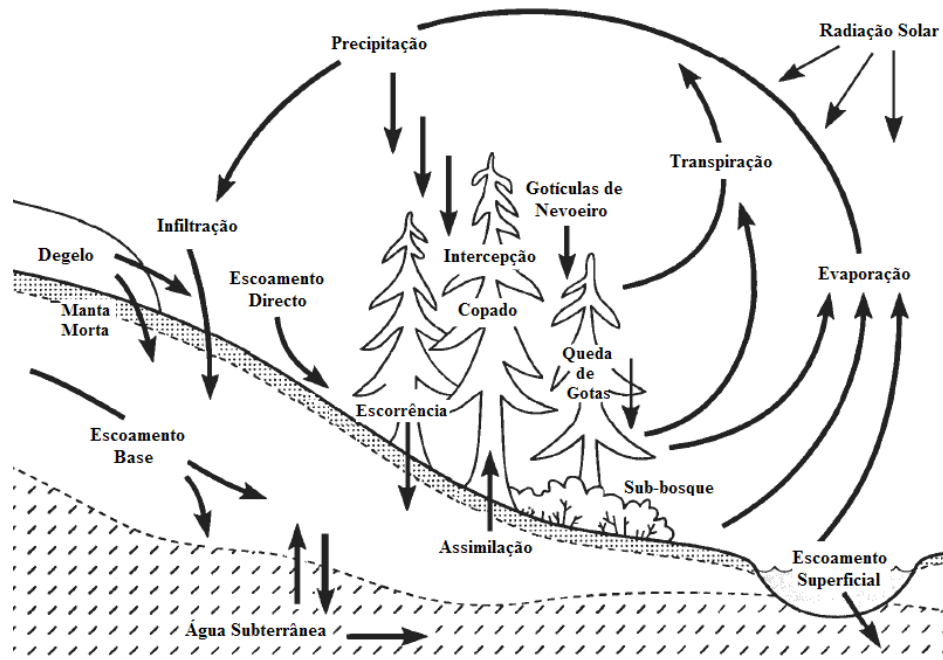
Tais ocorrências não originam extensões elevadas de área ardida dado que a cobertura vegetal e o uso da terra são muito fragmentados em tais locais, e como tal não há grandes manchas contínuas de florestas ou matos, o que impossibilita a propagação de grandes incêndios. Por outro lado, uma elevada densidade populacional possibilita uma rápida detecção dos focos de incêndio, estando também normalmente estas zonas dotadas de mais e melhores meios de intervenção e como tal estas ocorrências têm um potencial reduzido para darem origem a grandes incêndios.

3.1.3 Impacto dos fogos na parte quantitativa do ciclo hidrológico

No subcapítulo seguinte faz-se a resenha bibliográfica dos conhecimentos relativos aos diversos processos e mecanismos que contribuem para o impacto dos fogos sobre os aspectos quantitativos do ciclo hidrológico.

3.1.3.1 O ciclo hidrológico e o coberto vegetal

Para uma melhor percepção de como o fogo pode influenciar e alterar quantitativamente o ciclo hidrológico, torna-se necessário descrever sumariamente o mesmo e fazer referência aos diversos processos ou componentes que o constituem, e como estes se encontram interligados. O ciclo hidrológico (Fig. 14) consiste na circulação interminável da água entre o oceano, a atmosfera e a terra, constituindo para além de um ciclo da água, um ciclo de energia em que a água alterna de estado, podendo apresentar-se no estado líquido, gasoso e sólido (Freeze e Cherry, 1979).



Fonte: Pike (2003)

Fig. 14 - Representação esquemática do ciclo hidrológico

O vapor resultante da evaporação da água dos oceanos é transportado pelas massas de ar, sofrendo condensação caso as condições sejam favoráveis, dando origem às nuvens. Por sua vez estas podem resultar em precipitação na forma de chuva, granizo, neve, orvalho e geada, que cai sobre a terra ou é interceptada pelas plantas. Podendo ser dispersa de várias formas, grande parte da água resultante da precipitação fica retida temporariamente no solo e outra é devolvida à atmosfera, através do processo de evaporação e como resultado da transpiração das plantas (Linsley *et al.*, 1975). A água não evaporada ou assimilada pelas plantas é conduzida para os cursos de água através do escoamento que ocorre à superfície do solo (escoamento directo), assim como por correntes subsuperficiais que ocorrem após infiltração, constituindo estas o escoamento intermédio, a recarga dos aquíferos, descarga dos aquíferos e finalmente o escoamento de base dos cursos de água. Sob a influência da gravidade, tanto o escoamento de base como o directo movem-se em direcção a elevações mais baixas e podem finalmente descarregar para o oceano, de onde a água será evaporada novamente fechando-se assim o ciclo (Linsley *et al.*, 1975).

Esta descrição do ciclo hidrológico é, para além de breve, simplista, na medida em que por exemplo, parte da água que afluí aos cursos de água pode infiltrar-se dando origem a água subterrânea, assim como a precipitação pode ocorrer sobre a forma de neve, permanecendo à superfície do solo por muitos meses até que o degelo liberte a água para os cursos ou aquíferos (Linsley *et al.*, 1975). De modo a poderem identificar-se possíveis impactes decorrentes da acção do fogo, na parte quantitativa do ciclo hidrológico, torna-se pertinente abordar de uma forma mais pormenorizada alguns dos processos do referido ciclo, nomeadamente a intercepção, a evapotranspiração e a infiltração, tentando dar-se ênfase à relação da vegetação com os mesmos, e consequentemente com o ciclo hidrológico.

A **intercepção** é, segundo Lencastre e Franco (2006), a parcela de precipitação nas suas várias formas que é impedida de atingir o solo, sendo esta promovida pelas copas das árvores (folhas, ramos e troncos) ou pela manta morta vegetal; esta fracção da precipitação retorna posteriormente à atmosfera por evaporação, condicionando assim a precipitação que atinge o solo (precipitação eficaz). Apesar de se ter associado a intercepção a uma “perda” de água para a rede hidrográfica, é importante salientar que em alguns casos esta pode representar um ganho, nomeadamente em zonas costeiras, em que as minúsculas gotículas que constituem o nevoeiro são interceptadas, escoando parte dessa água para o solo (Pike, 2003).

A quantidade de água interceptada pela vegetação, depende não só das características da precipitação, mas também de factores como o tipo e densidade do coberto vegetal, estágio de desenvolvimento vegetativo, tamanho e forma das plantas, assim como das suas folhas (Ritter, 2006). A salientar a importância do tipo de espécie (folhosa ou resinosa) e respectivas folhagens na intercepção pela cobertura florestal, destaca-se uma das conclusões duma síntese de diversos resultados experimentais, referentes à medição de uma série de parâmetros em florestas de folhosas e resinosas, citado em Lencastre e Franco (2006), expondo que as florestas de resinosas interceptam mais água que as de folhosas, devendo-se tal situação ao facto de as primeiras possuírem folhagem persistente, em contraste com as segundas, e de a superfície de retenção nas agulhas das resinosas ser maior do que nas folhas largas das folhosas. Em Oliveira (2004) é também apresentada uma compilação de diversos valores de intercepção encontrados na literatura, para diferentes espécies vegetais.

A **evapotranspiração** é o termo utilizado para designar a perda de água através dos processos de transpiração e evaporação uma vez que, ao estudar-se o balanço hídrico para uma dada bacia revestida por vegetação, é praticamente impossível dissociar os dois processos (Linsley *et al.*, 1975; Lencastre e Franco, 2006). A transpiração refere-se à evaporação da água absorvida pelas plantas e por elas eliminada nos diferentes processos biológicos, visto que apenas parte da água absorvida do solo fica nos tecidos. Segundo Linsley *et al.* (1975), a transpiração constitui uma fase importante do ciclo hidrológico dado que é o mecanismo mais importante através do qual a água que cai na superfície terrestre é devolvida à atmosfera.

Por sua vez, a evaporação é o processo de passagem da água do estado líquido ao estado gasoso, podendo ocorrer a partir de água presente na superfície do solo, nas massas de água (e.g. lagos e albufeiras), na superfície da vegetação, assim como durante o próprio processo de precipitação (Pike, 2003). O processo de evaporação é influenciado por diversos factores, designadamente pela radiação solar (fonte de energia), diferença de tensão de vapor entre a camada vizinha da superfície de água e a atmosfera, pressão atmosférica, humidade, vento, entre outros (Linsley *et al.*, 1975; Lencastre e Franco, 2006).

O coberto vegetal em geral, e o florestal em particular, afectam de um modo directo as taxas de transpiração e evaporação, algumas propriedades do solo (e.g. teor em matéria

orgânica e húmus), os padrões de acumulação de neve e degelo, entre outros (Hetherington, 1987, citado por Pike, 2003), desempenhando portanto um papel preponderante no ciclo hidrológico, na medida em que perturbações sobre a estrutura de tal tipo de coberto podem modificar os processos que controlam o balanço hídrico, tanto no espaço como no tempo. Tais perturbações podem ter diversas origens, não só por acção do fogo, mas também por acção de várias actividades de índole económica como o desbaste florestal. Estas e outras perturbações podem levar ao incremento da radiação solar que atinge o solo (com consequentes repercussões sobre outros processos como a evaporação e o degelo), conduzindo também à redução das perdas decorrentes dos processos de evapotranspiração e intercepção (e.g. através da eliminação das copas das árvores e/ou eliminação da cobertura herbácea ou arvense), acompanhadas pelo aumento da humidade do solo e, em consequência, por uma diminuição da capacidade de armazenamento de água na matriz do solo, resultando numa maior quantidade de escoamento à superfície (Winkler, 1999, citado por Pike, 2003), ou no aumento da recarga de águas subterrâneas.

Após a água resultante da precipitação atingir a superfície, parte da água sofre **infiltração** para o solo por influência da gravidade e do potencial capilar. Durante uma chuvada, o solo pode absorver água até determinado valor de intensidade da chuva, valor a partir do qual a água já não se infiltra e ocorre o escoamento superficial, designando-se este limiar por **capacidade de infiltração do solo** (Lencastre e Franco, 2006). A infiltração é controlada pela textura do solo, assim como pela sua estrutura, teor de humidade e vegetação existente (Ritter, 2006). Altas taxas de infiltração podem ocorrer quando o solo está seco, provocando o humedecimento um forte efeito de capilaridade facilitando a infiltração, mas à medida que a espessura da camada saturada vai aumentando reduz-se a infiltração. Por outro lado, os solos secos apresentam muitas vezes partículas finas à superfície, sendo estas carregadas para o interior do solo, colmatando muitas vezes os poros (especialmente em solos de textura fina) resultando na redução da taxa de infiltração e consequentemente no incremento do escoamento superficial (Lencastre e Franco, 2006).

A compactação do solo é também um factor que condiciona a infiltração, podendo esta decorrer de acções humanas (e.g. tráfego pedestre e de veículos) e de acções naturais, como a própria chuva. A chuva, devido à energia cinética que lhe é conferida por acção da gravidade, poderá ter capacidade para destruir os agregados estruturais do solo, originando uma crosta superficial, minimizando a infiltração; este fenómeno depende da textura do solo, apresentando mais relevo em solos argilosos do que nos arenosos (pouco afectados). Em climas frios verifica-se ainda a possibilidade da infiltração ser minimizada por aspectos de índole meteorológica, nomeadamente a ocorrência de gelo à superfície do terreno e penetração da geada, reduzindo-se deste modo a capacidade de infiltração.

Em função disto e no que se refere à infiltração, verifica-se que o coberto vegetal é importante para a manutenção de melhores condições de infiltração da água no solo, ao reduzir a energia cinética da precipitação (por acção das copas e da folhada na superfície do solo), consequentemente evitando a desestabilização dos agregados, compactação e colmatação do

solo. O coberto vegetal impõe-se ainda como obstáculo ao escoamento directo, minimizando a sua velocidade. As suas raízes facilitam também a infiltração, tanto através da descompactação do solo, como pela criação de canais para o seu interior que, para além de facilitarem o acesso à água, permitem o arejamento do solo, sustentando a existência de uma microfauna diversificada que por sua vez influencia também a estabilidade estrutural do solo e deste modo a infiltração (Lencastre e Franco, 2006; Ritter, 2006).

Em suma, verifica-se que existe uma influência mútua entre o ciclo hidrológico e o coberto vegetal de determinada bacia, pelo que qualquer perturbação neste poderá conduzir a alterações no regime hidrológico dessa mesma bacia, com resultados variados no espaço e no tempo, pois as características da vegetação influenciam não só cada um dos processos do ciclo, mas também algumas características físicas da bacia que podem, por sua vez, influenciar também o ciclo hidrológico (e.g. solo), tornando assim o sistema para além de dinâmico, complexo, devido às múltiplas interacções que podem ocorrer em diversos sentidos.

3.1.3.2 A resposta do ciclo hidrológico ao fogo: o escoamento superficial, escoamento directo e o caudal de ponta

3.1.3.2.1 Introdução

Como referido anteriormente o fogo tem sido um factor de perturbação com grande relevância para a região Mediterrânica, nomeadamente para o nosso país, que tem apresentado nas últimas décadas uma tendência no crescimento das áreas aridas. Esta situação conduz a diversos factores negativos sobre o ambiente, sendo fonte de diversas interacções directas e indirectas com os processos inerentes ao ciclo hidrológico, e que consequentemente o influenciam tanto do ponto de vista qualitativo como quantitativo.

De um modo geral, é apontado na literatura como impacto expectável dos fogos sobre os recursos hídricos, a criação de condições agravadas de impermeabilização, diminuição da capacidade de intercepção e evapotranspiração, conducentes ao aumento do escoamento superficial (Helvey, 1972; Albin, 1979; Helvey, 1980; Schindler *et al.*, 1980; Stottlemeyer, 1987; Mayor *et al.*, 2006). Esses impactes, em termos de hidrograma fazem-se reflectir através da existência de ramos ascendentes progressivamente mais declivosos e de maior magnitude, acompanhados pela diminuição do tempo base, ou seja, verifica-se um aumento do caudal associado aos picos de cheia, dando-se estes mais rapidamente (Brown, 1972).

Este comportamento resulta dos efeitos do fogo sobre diversos factores e/ou variáveis, destacando-se o efeito dos fogos sobre o coberto vegetal, sobre as propriedades do solo (e.g. hidrofobicidade, porosidade, estrutura, textura, entre outros) e sobre os processos de erosão (e.g. erosão superficial, deslizamentos, erosão dos canais) (Klock e Helvey, 1976; White, 1996, citados por Gresswell, 1999), e que podem resultar por exemplo na alteração tanto da morfologia dos canais de escoamento, como na composição e concentração dos sedimentos e

ainda no arrastamento e distribuição de grandes quantidades de detritos lenhosos (Van Sickle e Gregory, 1990; Young, 1994; McIntyre e Minshall, 1996, citados por Gresswell, 1999). Não obstante, será de relembrar que tais efeitos estão relacionados com a dimensão e severidade do fogo, sendo também condicionados pela geologia, topografia, dimensão da bacia hidrográfica e do regime e quantidade de precipitação que ocorre no período pós-fogo (Swanson, 1981; Meyer *et al.*, 1992; Meyer *et al.*, 1995, citados por Gresswell, 1999).

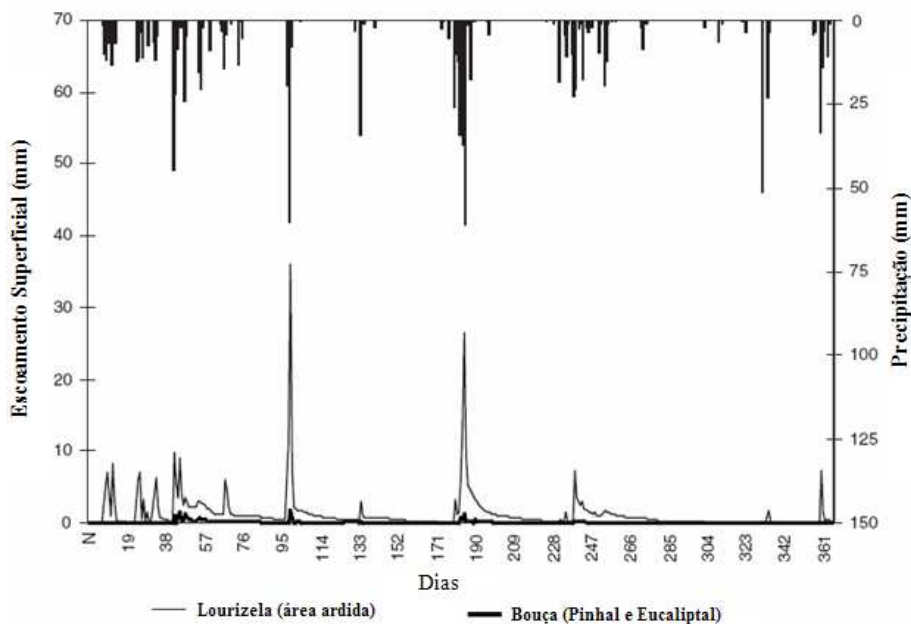
Para se avaliar a dinâmica de resposta dos diferentes ecossistemas que interagem com o ciclo hidrológico influenciando o seu comportamento, é necessária uma análise relativamente ampla em termos espaciais e temporais, em especial quando a região apresenta uma grande heterogeneidade, como é o caso da região do Mediterrâneo, designadamente no que respeita ao padrão de precipitação (Mayor *et al.*, 2006). Apesar da existência de inúmeros estudos que abordam o fogo e seus efeitos sob o ponto de vista hidrológico, em termos de escala espacial a resposta hidrológica ao fogo ao nível de bacia hidrográfica tem recebido uma menor atenção comparativamente a análises a uma escala menor (e.g. talhões, vertente, entre outros), sendo apontadas como razões para esta situação a necessidade de mais meios logísticos, maiores períodos de recuperação a esta escala, a maior heterogeneidade dos factores ambientais como a geologia, topografia, vegetação e solos, assim como a extensão do fogo face à extensão da bacia (quando a área da bacia é muito superior à área ardida poderá ocorrer um amortecimento dos impactes decorrentes do fogo ou estes serem mascarados, ocorrendo de um modo quase que imperceptível), severidade e seu regime (Miller *et al.*, 2003; Mayor *et al.*, 2006).

O incremento na actividade hidrológica e geomorfológica tende a ocorrer durante um determinado período de tempo que se designa por janela de perturbação (*window of disturbance*) e que diz respeito ao período durante o qual se verifica um comportamento divergente das diferentes variáveis relativamente ao seu comportamento “natural”, que começa imediatamente a seguir ao incêndio (Prosser e Williams, 1998). Este período varia consoante a localização e pode durar desde um mês a anos ou décadas (Brown, 1972; Morris e Moses, 1987; Prosser, 1990; Debanco *et al.*, 1996; Shakesby, 2000; citados por Shakesby e Doerr, 2006), levando nas áreas ardidas à modificação das condições hidrológicas através da alteração da infiltração, do escoamento directo, da descarga e do caudal de ponta, variando essas condições em função da escala temporal considerada. É de salientar que em muitos casos os estudos das condições hidrológicas após o incêndio são conduzidos apenas num período curto de tempo (1-3 anos), limitando a avaliação da longevidade dos impactes decorrentes da acção do fogo (Mayor *et al.*, 2006). No Anexo III apresentam-se algumas alterações físicas apontadas à acção do fogo, para diferentes escalas espaciais e temporais de análise.

3.1.3.2.2 Escoamento superficial

Relativamente ao comportamento do escoamento superficial de uma determinada bacia, devido à quantidade de variáveis envolvidas na interacção que se estabelece entre o efeito dos fogos e o ciclo hidrológico, constata-se na literatura uma vasta gama de resultados distintos em

termos de magnitude no que se refere ao período ideal de análise, assim como à consideração de diferentes metodologias para determinar o mesmo. Este comportamento é expectável se se considerarem os aspectos mencionados anteriormente, contudo conducentes ao aumento do escoamento superficial (Fig. 15), sendo de salientar que a diferença entre os escoamentos superficiais na situação anterior e posterior ao incêndio tende a ser mais marcada em regiões húmidas e com elevadas taxas de evapotranspiração (Anderson *et al.*, 1976_25; Robichaud *et al.*, 2000; citado por Shakesby e Doerr, 2006).



Fonte: Ferreira *et al.* (2005)

Fig. 15 - Resposta do escoamento superficial para uma área de pinhal ardida (Lourizela) e outra não ardida (Bouça), localizados no Centro de Portugal, durante o período de um ano após o fogo, verificando-se um maior escoamento para a área ardida.

Esta tendência é exemplificada através de diversos estudos, como o de Campbell *et al.* (1977), citado por Shakesby e Doerr, (2006), no qual os autores verificaram que o escoamento de uma pequena área de pinhal severamente ardida (8 ha) era oito vezes superior a uma área de controlo não ardida (17,7 ha), tendo em consideração a precipitação do primeiro Outono a seguir à ocorrência de fogo. Também Helvey (1980) constatou um aumento no escoamento superficial, na ordem dos 42% no primeiro ano após o fogo, numa área de pinhal.

Em Batalla (2001) é efectuada referência a alguns estudos, maioritariamente para as regiões de clima mediterrânico, nos quais são apontadas alterações no escoamento superficial devido à ocorrência de fogos, variando os resultados desde 11% (Anderson *et al.*, 1976) até 300% (Nasseri, 1988) em bacias hidrográficas de maior dimensão, a 800% em pequenas bacias (Campbell *et al.*, 1977) e até 50 000% em pequenos talhões (Inbar *et al.*, 1998), evidenciando estes valores a influência da escala espacial de análise nos resultados obtidos. Também em Ferreira *et al.* (2005) é apontado para o escoamento superficial de uma área ardida um valor de 48% relativamente à precipitação ocorrida, contra 15,5% e 3,2% para uma área não ardida de mato e pinhal evoluído, respectivamente.

A contrastar com os resultados até agora apresentados é de salientar que apesar do aumento do escoamento superficial, nem sempre este atinge uma grande magnitude de variação, aquando da comparação entre uma área ardida e não ardida e/ou tendo em consideração um período anterior e ulterior ao fogo. Os estudos realizados por Scott (1997) e por Whilst Scott (1997), citados por Shakesby e Doerr (2006), são exemplos de tal facto, em que o primeiro revela apenas um incremento de 12% no escoamento superficial, após um incêndio numa área de pinhal localizada na África do Sul, e o segundo caso aponta apenas uma diferença mínima no escoamento superficial.

3.1.3.2.3 Escoamento directo

Uma das componentes do escoamento superficial, o escoamento directo, é também analisada de um modo particular em diversos estudos, com o objectivo de determinar os efeitos decorrentes do fogo na resposta hidrológica das áreas afectadas. Shakesby e Doerr (2006) referem que o escoamento directo pode ocorrer devido à saturação do meio subterrâneo até à superfície e/ou devido à taxa de infiltração ser inferior à taxa de precipitação. Esta última situação pode decorrer devido ao desaparecimento de obstáculos (e.g. vegetação e folhada), que se opõem ao desenvolvimento do escoamento directo através da atenuação da energia da lâmina de água, assim como devido à formação de uma camada repelente na superfície do solo que reduz a capacidade de infiltração (Ferreira *et al.*, 2005), sendo estes efeitos e outros abordados mais adiante no presente trabalho.

Exemplo de um estudo que aborda particularmente o efeito do fogo sobre o escoamento directo é o realizado por Mayor *et al.* (2006). Neste estudo procedeu-se à análise da resposta hidrológica ao fogo, através da monitorização do escoamento e de sedimentos por um período de sete anos após a sua ocorrência, verificando-se um aumento do escoamento directo anual nos primeiros 3 anos, diminuindo progressivamente a magnitude de tal perturbação. Contudo ao quinto ano ainda eram notáveis as diferenças no escoamento entre a área de estudo ardida e a de controlo, sendo mínimas ao sétimo ano. A diferença do escoamento directo no período de estudo entre a bacia ardida e a de controlo foi de 35 mm e 0,03 mm, respectivamente. Outro aspecto interessante que menciona o referido estudo, foi o número de ocasiões em que se verificou a existência de escoamento à superfície, tendo-se registado 31 eventos no caso da área ardida contra apenas 13 no caso da área de controlo (não ardida).

Ferreira *et al.* (2005) abordam também o efeito do fogo sobre o escoamento directo, fazendo esta análise a diferentes escalas e utilizando diferentes abordagens (e.g. considerando diferentes classes de severidade do fogo); mais concretamente analisaram o efeito do fogo a uma “micro-escala” (área ardida com 0,24 m²), utilizando para o efeito um simulador de precipitação de acordo com Cerdá *et al.* (1997), com períodos de simulação a variar entre 45 min. e 1 h, efectuando a medição do escoamento directo e do teor de humidade no solo a cada minuto de simulação. Outra escala de análise foi também utilizada, tendo-se considerado talhões de 8x2 m, contabilizando o escoamento directo através da sua captação em “tanques

de armazenamento”. Foi também analisado o escoamento superficial a uma escala ainda mais ampla, considerando uma área ardida de floresta (<1,2 km²). Através deste estudo os autores constataram que o fogo induz um aumento no escoamento directo para as diferentes escalas consideradas, variando a magnitude de tal alteração com a severidade de fogo considerada, como se verifica no Quadro 8.

Quadro 8 – Valores de escoamento directo e escoamento superficial (bacia) para áreas ardidas, sobre diferentes características de fogo e para áreas não ardidas compostas por pinhal e matos, segundo a escala de análise.

	Área não Ardida		Fogo Controlado		Fogo Selvagem	
	Pinhal	“Mato”	Cadafaz	Gestosa	Caratão	Senhor da Serra
Micro-escala (0,24 m ²) (% precipitação)	5,5	<1	14,4	23,2	65,1	54,9
Talhão (16m ²) (% precipitação)	0,09	0,05		0,08		11,6
Bacia (% precipitação)*	1,5	15,5		-		48,5

* Valores correspondentes ao escoamento superficial.

Fonte: Ferreira *et al.* (2005)

Para além destes dois estudos, são também referidos alguns resultados relativos ao escoamento directo, parte deles mencionados em alguma da literatura supracitada, como o de Prosser (1990), citado por Shakesby e Doerr (2006), o qual constatou um valor superior para o escoamento directo em áreas florestais dominadas por eucalipto e recentemente ardidas, comparativamente a áreas não ardidas e possuidoras de semelhante coberto vegetal, indicando um aumento na ordem de 1,5-3 vezes; neste estudo foi atribuída como causa principal de tal acontecimento a hidrofobia criada à superfície do solo, decorrente do fogo. Maior divergência é apontada por Soler *et al.* (1994), aquando da análise do escoamento directo em talhões localizados em zonas de declive de 27-29°, correspondentes a florestas de carvalho localizadas na região da Catalunha, para os quais se verificou durante um período de 18 meses um maior escoamento directo face à área de controlo, na ordem de 14,6 vezes, devido à ocorrência de fogo considerado de média severidade.

Tendo em consideração o efeito da severidade, Vega e Díaz-Fierros (1987) reportaram que após um fogo de alta severidade numa floresta de *Pinus pinaster*, o coeficiente de escoamento directo foi, no primeiro ano após o fogo, 21 vezes superior ao da área de controlo, sendo que o valor para regiões de fogo moderado foi de 11. Apesar dos exemplos citados levarem a considerar que uma maior severidade conduz à ocorrência de um maior volume de escoamento superficial e/ou à sua ocorrência face a um menor valor de precipitação, convém salientar todavia que nem sempre existe um efeito claro entre a resposta do escoamento directo e a severidade. Esta situação é evidenciada por Benavides e MacDonald (2001), que encontraram apenas uma diferença ligeira para o escoamento directo entre uma área sujeita a um fogo severo e outra sujeita a um fogo de severidade moderada; em simultâneo verificaram que não existia diferença entre o escoamento de áreas afectadas por um fogo moderado e um

fogo de baixa severidade. Resultados semelhantes foram também obtidos por Soto *et al.* (1994).

Ainda quanto ao escoamento directo, alguns autores referem o facto de terem verificado que a ocorrência dos maiores coeficientes de escoamento surge após períodos secos, em detrimento dos períodos húmidos, comportamento este comumente atribuído ao incremento ou ao desenvolvimento da repelência da água por parte do solo (Walsh *et al.*, 1994; Soto e Díaz-Fierros, 1998). De um modo geral pensa-se que este incremento reflecte um escoamento directo hortoniano, contrariamente à situação de escoamento directo resultante da saturação do meio subterrâneo (Soto e Díaz-Fierros, 1998; Doerr *et al.*, 2000), embora ambos possam ocorrer simultaneamente, em especial aquando da presença duma camada repelente de água (presente à superfície ou ligeiramente abaixo desta), cuja distribuição é espacialmente heterogénea, permitindo a presença de locais hidrofílicos que consentem a molhabilidade do solo (Doerr *et al.*, 2000; Shakesby e Doerr, 2006).

Apesar da atenção dada à formação de condições hidrofóbicas no solo como potenciadoras da ocorrência de escoamento directo, não se pode esquecer também outros efeitos do fogo, como a remoção do coberto vegetal e da folhada, compactação pela chuva, colmatação dos poros por partes dos elementos finos, entre outros, e que são também importantes para a intensificação do escoamento directo, como referido nos estudos de White e Wells (1982), Imeson *et al.* (1992), Shakesby *et al.* (1996), entre outros.

3.1.3.2.4 Caudal de ponta

Referidos alguns resultados que ilustram o impacte que os fogos detêm no ciclo hidrológico, sobre o escoamento superficial e em particular sobre o escoamento directo, é de mencionar alguns resultados quanto ao caudal de ponta ou caudal instantâneo máximo. O caudal de ponta após um incêndio numa dada área tende a ter uma resposta hidrológica mais sensível aos seus efeitos do que o escoamento total (Moody e Martin, 2001a, citado por Shakesby e Doerr, 2006). Devido aos seus potenciais efeitos nefastos (e.g. rápida subida do nível das águas, instabilidade e degradação dos canais, entre outros), tem recebido uma atenção especial no que respeita às alterações hidrológicas por acção do fogo, estando também associado a este o potencial de aumentar os caudais de cheia para além da gama de variabilidade observada nas bacias em que o seu coberto vegetal não é origem deste tipo de perturbação (Neary *et al.*, 2003).

Nas áreas ardidas e após a ocorrência de uma tempestade, a magnitude é geralmente maior e o tempo de resposta menor do que para uma área não ardida, com o aumento do caudal de ponta a ser mais pronunciado nas situações em que ocorre um grande volume de precipitação num curto período de tempo ou quando ocorrem pequenos volumes de precipitação sobre áreas declivosas e severamente ardidas, em particular em solos delgados e com características hidrofóbicas (Neary *et al.*, 2003). No que concerne à severidade, e segundo a mesma fonte, se por um lado os fogos de severidade considerável levam ao incremento do

caudal de ponta, decorrente da impermeabilização do terreno, por sua vez os fogos prescritos pouco severos têm um baixo impacto ou nenhum sobre o caudal de ponta, na medida em que não alteram, de um modo generalizado, as características da bacia. Campbell *et al.* (1977) constataram que um fogo de severidade moderada levava ao incremento da resposta do caudal de ponta em cerca de 23 vezes, enquanto que um fogo de severidade elevada incrementava o referido caudal em cerca de 200 vezes, face a áreas não perturbadas.

Quanto à alteração do caudal de ponta após a ocorrência de incêndio Neary *et al.* (2003) refere um aumento do caudal de ponta na ordem de 5 vezes superior, em áreas recentemente ardidadas comparativamente com as áreas adjacentes, após uma precipitação na ordem dos 213 e 235 mm/h e por um período de 5 minutos. Em 1933, os incêndios que lavraram no estado de Oregon (Estados Unidos), levaram durante o primeiro ano após a ocorrência, ao incremento do caudal instantâneo anual em cerca de 45%, nas bacias do rio Trask (370 km²) e do rio Wilson (412 km²) comparativamente a uma bacia adjacente (518 km²) que também foi sujeita aos incêndios, mas de modo ligeiro (Shakesby e Doerr, 2006). Alterações mais significativas são apontadas por López e Batalla (2001), citados por Batalla (2001), indicando uma alteração na ordem de 120%, mediante idênticas condições de precipitação, seis meses após um fogo ocorrido na bacia de Arbúcies, sita no Nordeste de Espanha.

Segundo Neary *et al.* (2003) os caudais de ponta, podem aumentar ou decrescer aquando da ocorrência de perturbações sobre o ciclo hidrológico, dependendo esta tendência da localização, do regime de precipitação e da estação do ano. Quanto à questão da estação do ano, verifica-se que a magnitude de alteração dos caudais de ponta por influência do fogo diferem entre o Verão e o Inverno. Por exemplo, Robichaud *et al.* (2000), citado por (Shakesby e Doerr, 2006), verificaram numa área ardidada do Arizona que durante o período de Verão os caudais de ponta sofriam um aumento de 5 a 15 vezes, não se verificando alterações relativamente a esses caudais durante o período de Inverno; foram apontadas como causas prováveis a ocorrência de precipitação menos intensa associada a um efeito repelente menos expressivo neste período. Por outro lado, em locais em que o degelo está presente, é expectável à partida um aumento dos caudais de ponta nos meses de Primavera; contudo nestas regiões a ocorrência de áreas ardidadas pode conduzir à diminuição dos caudais de ponta na ordem dos 50%, como notou Anderson *et al.* (1976).

No que respeita ao período de tempo para que as condições “originais” do comportamento do caudal de ponta sejam repostas após a ocorrência de fogo, a literatura é bastante abrangente, factor este compreensível se tivermos em consideração o número de variáveis envolvidas, sendo típico o declínio da magnitude do caudal de ponta com o decorrer do tempo. Moody e Martin (2001a), citados por Shakesby e Doerr (2006), constataram um declínio do caudal de ponta passados 3 anos da ocorrência de fogo numa área de 27 km². Por sua vez Brown (1972) refere que passados 4-5 anos após uma determinada área ter ardidado, os caudais de ponta que resultaram dessa perturbação continuam presentes, embora a sua magnitude não seja tão acentuada. Shakesby e Doerr (2006) citam também a diminuição do caudal de ponta de 6,6 m³.s⁻¹.km⁻² decorrente de 30 mm de precipitação para 0,11 m³.s⁻¹.km⁻²,

passados 4 anos. Apesar de nos exemplos dados os períodos temporais serem baixos, podem ser necessárias décadas para o restabelecimento das condições anteriores ao fogo, devido ao período necessário para o repovoamento das espécies vegetais e o restabelecimento das propriedades do solo (Robichaud *et al.*, 2000, citado por Shakesby e Doerr, 2006).

3.1.3.2.5 Considerações várias

Em suma, verifica-se que os efeitos do fogo sobre o ciclo hidrológico são função de diversas variáveis, referentes tanto às características do fogo como da bacia ou área em questão, modificando-se estas tanto no espaço como no tempo, o que torna complexa a análise das diversas interações que podem ocorrer. Os efeitos do fogo sobre o ciclo hidrológico decorrem de um modo indirecto, incidindo sobre as propriedades do solo e do coberto vegetal, que por sua vez se repercutem no ciclo hidrológico. Não obstante, é de mencionar o facto de que no decorrer de estudos que visem aferir a existência de alterações do regime hídrico por acção do fogo e sua quantificação, deve-se procurar também identificar nesse período a ocorrência de actividades de índole antropogénica que poderão ter efeitos sobre o ciclo hidrológico, exacerbando os efeitos do fogo e enviesando deste modo possíveis resultados. Exemplos destas actividades são o desbaste da vegetação remanescente ou a construção de estradas ou caminhos, que por vezes têm maiores efeitos sobre alguns processos do que o fogo em si, como relatam Gresswell (1999) e Pike (2003).

3.1.3.3 O efeito do fogo sobre o solo e o coberto vegetal e sua implicação no comportamento hídrico

Como referido anteriormente, as alterações do regime hidrológico devem-se à capacidade que o fogo tem para alterar os elementos que o regem, salientando-se o conjunto de interações que o fogo estabelece com as componentes solos e o coberto vegetal e consequentemente com o regime hidrológico. A importância destas componentes tem vindo a ser salientada, tornando-se pertinente abordar de um modo mais detalhado algumas das transformações que o fogo é susceptível de causar, nomeadamente nas propriedades físico-químicas do solo e no desenvolvimento do seu carácter hidrofóbico, assim como nos processos erosivos e sobre o papel que a vegetação tem sobre estes, permitindo uma melhor compreensão da resposta hídrica aos efeitos do fogo, em especial o comportamento da infiltração e do escoamento.

3.1.3.3.1 Alteração das propriedades físico-químicas do solo

Uma das consequências após a passagem do fogo é a alteração das propriedades físico-químicas do solo, decorrente da libertação de calor e cinzas, sendo por vezes na prática difícil determinar a causa dos efeitos sobre as propriedades do solo, dado que os efeitos de ambos os factores são concomitantes. As características do solo são alteradas de um modo súbito aquando da passagem do fogo (através da onda de calor e deposição das cinzas), assim

como de um modo retardado, em resultado da alteração físico-química do solo, da alteração do coberto vegetal e do espectro biológico, ditando a evolução futura do solo (EUFIRELAB, 2004) e o conseqüente comportamento do regime hidrológico, em particular pelas perturbações nas condições “naturais” de infiltração.

A extensão e o grau de alteração das propriedades do solo dependem, para além do tipo de solo, do calor libertado durante o fogo e do teor de humidade presente no solo. Dado que o calor se propaga no solo por condução térmica, a quantidade de calor transferido é proporcional à quantidade de água aí existente, pelo que o aquecimento dum solo com baixo teor de humidade, comparativamente a um solo húmido, causa uma maior subida da temperatura à superfície mas uma menor penetração do calor em profundidade. No Mediterrâneo os fogos tendem a dar-se no período estival, altura em que os solos estão mais secos, sendo expectável que neste período ocorram modificações mais significativas na camada superficial do solo, até uma profundidade de cerca de 2,5 cm (De Vries, 1975; Giovannini *et al.*, 1987; Giovannini e Luchesi, 1997, citados por EUFIRELAB, 2004).

Os limites de temperatura a que se dão certas modificações do solo por influência do fogo derivam exclusivamente de ensaios controlados realizados em laboratório e situações de fogo controlado, dado que as temperaturas do solo raramente são medidas directamente, sendo no geral inferidas com base em indicadores após o fogo (e.g. cor do solo), sendo por isso necessário extrapolar a partir dos dados experimentais (Shakesby e Doerr, 2006).

Com base em dados experimentais verifica-se que o aumento de temperatura provoca no solo um aumento da sua densidade e um decréscimo da porosidade, em resultado da destruição da matéria orgânica e alteração da textura. Até cerca de 170 °C a temperatura tem um pequeno efeito na alteração da dimensão das partículas e sua distribuição. Contudo, para valores superiores a 220 °C, a fracção arenosa do solo tende a aumentar rapidamente com a diminuição da fracção de limo e argila; esta alteração é mais evidente em solos cuja fracção inicial em argila é mais elevada e as temperaturas de fogo superiores a 460 °C. Estas alterações são atribuídas à fusão das partículas da fracção argilosa (<0,002 mm), originando partículas arenosas (0,02-0,2 mm), provavelmente devido à calcinação em que o ferro e os aluminossilicatos estão envolvidos (EUFIRELAB, 2004).

De acordo com o atrás exposto, ocorre à superfície do solo, e numa camada pouco profunda, uma alteração da sua porosidade por modificação da textura e do teor de matéria orgânica, que se caracteriza pelo aumento dos macroporos (não capilares) e diminuição dos microporos (capilares), provocando conseqüentemente um aumento da permeabilidade, facilitando os fenómenos de infiltração e a percolação da água, minimizando a escorrência nestas áreas (se se desprezar a ocorrência de outros fenómenos, como por exemplo a hidrofobia) (Macedo e Sardinha, 1993).

A produção de cinzas decorrente da combustão da vegetação é, para além da temperatura, também um factor conducente à alteração de algumas propriedades do solo.

Imediatamente após o fogo as cinzas estão presentes na fase sólida sobre o solo, havendo uma clara separação entre estas e o solo. A quantidade de cinzas depositadas depende do tipo e densidade da vegetação, do seu grau de combustão e dos fenómenos de transporte a que estão sujeitas, dependendo das propriedades das cinzas produzidas das condições de queima e da vegetação. No caso de combustão incompleta, as cinzas possuem uma cor mais escura, devido à existência de matéria orgânica e materiais carbonizados, enquanto que a combustão completa origina cinzas claras de cor cinzenta esbranquiçada, com uma composição essencialmente mineral.

Segundo informação na literatura, existe uma grande variabilidade na composição das cinzas, sendo apontadas variações do teor de azoto entre 0,03 % e 1,5%, variações de enxofre entre 0,03% a 3%, de potássio entre os 0,3 e 20%, sendo a maior variação relativa ao cálcio (2,5 a 25%). Generalizando, pode-se dizer que muitos dos constituintes orgânicos sofrem combustão e são dispersos pelo ar, enquanto muitos dos catiões que estavam a estes ligados se tornam solúveis e imediatamente disponíveis para as plantas, podendo persistir por um longo período de tempo, funcionando como uma reserva de nutrientes que melhora a fertilidade do solo (EUFIRELAB, 2004).

Este facto é de extrema importância para o balanço hidrológico na medida em que a disponibilidade de nutrientes vai permitir o repovoamento pelas comunidades vegetais das áreas ardidas, variando estas em função do tipo e quantidade de nutrientes presentes nas cinzas, assim como das características de cada espécie (e.g. resistência ao fogo, capacidade de regeneração, taxa de crescimento, entre outros), permitindo o restabelecimento das condições hidrológicas ao período antecedente ao fogo num menor espaço de tempo, ou a atenuação da perturbação causada.

Outro aspecto relativo às cinzas é o seu potencial para incrementar o pH do solo (depende do seu poder tampão), em resultado da sua lixiviação. As soluções alcalinas assim formadas afectam a solubilização da matéria orgânica, promovendo a agregação de partículas minerais, influenciando a estrutura do solo, tornando-a mais estável. Por outro lado a lixiviação de cinzas para o solo conduz também ao incremento de cargas eléctricas na sua matriz, promovendo a floculação das partículas de argila, sendo este fenómeno mais importante na subsuperfície. Verificou-se experimentalmente que um tempo de contacto entre a solução de cinzas lixiviadas e as partículas de argila conduzem, após 30 horas, ao aumento em 30% do teor em limo; após 78 horas este aumento é da ordem dos 78%, não se registando alterações na fracção relativa às partículas arenosas; deste modo a permeabilidade, tal como os processos erosivos, são afectados (EUFIRELAB, 2004). Os referidos processos, a par com a possibilidade de colmatação dos poros do solo por parte das partículas de cinza (diminuição da infiltração), podem condicionar alguns dos processos hidrogeológicos; alguns dos referidos factores operam em sentidos opostos, pelo que o comportamento hídrico global variará em função da extensão em que cada um deles ocorre.

3.1.3.3.2 O carácter hidrofóbico dos solos

Uma das alterações hidrológicas mais frequentemente citada na literatura, relacionada com os solos, é o seu humedecimento (da expressão anglo-saxónica *wettability*) traduzindo-se esta pela maior ou menor capacidade que o solo tem de repelir a água em determinado local. Esta é conferida pela formação de uma camada hidrofóbica constituída por compostos orgânicos (Letey, 2001), tendo repercussões no crescimento das plantas (York, 1993), na hidrologia superficial e subterrânea (e.g. redução da infiltração, aumento do escoamento superficial directo, desenvolvimento de canais preferenciais) e na aceleração dos processos erosivos (Imeson *et al.*, 1992).

A repelência da água é um conceito relativo na medida em que na realidade nenhuma superfície exerce uma força repelente sobre um líquido, existindo sempre alguma atracção entre o líquido e o sólido, não havendo na prática uma superfície totalmente hidrofóbica. A afinidade ou repelência entre a água e as superfícies sólidas resulta do estabelecimento de mútuas forças atractivas (adesão) e da atracção entre as moléculas de água (coesão); a difusão da água no solo ocorre quando as forças de adesão são superiores às de coesão da água, ou seja quando atingem um valor superior à tensão superficial da água, sendo este valor de $72,75 \times 10^{-3}$ N/m a 20°C, resultando nestas zonas superfícies de carácter hidrofílico. Dado que os principais minerais do solo apresentam valores de energia superiores ao valor apresentado, eles são geralmente hidrofílicos; porém quando ocorrem compostos orgânicos como as ceras e/ou diversos polímeros, estes podem levar à criação de condições hidrofóbicas (Tschapek, 1984). Segundo Zisman (1964), do ponto de vista teórico uma única camada de moléculas hidrofóbicas pode tornar as partículas hidrofílicas em superfícies repelentes da água; no entanto tais compostos tendem a ser adsorvidos com a formação de pequenos glóbulos e não com a formação de uma monocamada uniforme, pelo que a quantidade necessária para tornar todas as partículas hidrofóbicas pode equivaler à de diversas monocamadas.

Para além da formação do revestimento hidrofóbico mencionado, o carácter repelente do solo pode derivar da presença de matéria hidrofóbica nos interstícios da matriz do solo, dado que a presença de tais compostos nos poros diminui o humedecimento do material compósito. De modo a demonstrar este facto experimentalmente, McGhie e Posner (1981), citados por Doerr *et al.* (2000), induziram um grau severo de hidrofobia em areias hidrofílicas, através da adição de pequenas quantidades de matéria orgânica (2-5% em termos de massa). Porém, para a areia moderadamente hidrofóbica em condições naturais, tem sido sugerido que este carácter se deve à presença de partículas hidrofóbicas na matriz. Já para condições mais severas aponta-se como causa deste comportamento o revestimento hidrofóbico das partículas.

Dado que os solos não exibem todos o mesmo grau de repelência da água e de modo a criar-se uma base comparativa das diferentes investigações científicas, desenvolveram-se procedimentos para a quantificação da repelência da água, sendo de destacar os dois métodos mais comuns (Letey, 2001): o teste *Water Drop Penetration Time* (WDPT) e o teste *Molarity of*

an *Ethanol Droplet* (MED). O teste WDPT determina o tempo que uma gota de água demora a penetrar no solo, ou seja, determina o tempo durante o qual a repelência persiste na área de contacto com a referida gota; este método é extensivamente usado na caracterização da hidrofobicidade dos solos. O tempo de penetração pode variar entre uma penetração instantânea e diversas horas (maior repelência), levando ao estabelecimento de diversas classes com o intuito de relacionar o valor de WDPT com os níveis de hidrofobicidade (Quadro 9). Apesar de constituir uma classificação essencialmente arbitrária, a classificação dos tempos de penetração obtidos permite sumariar e comparar diferentes níveis de repelência (Doerr, 1998). Contudo, em muitos casos, a percepção do que constitui uma baixa e uma alta repelência torna a comparação impraticável entre diferentes estudos, contrariando um dos objectivos dos referidos testes. Isto é também possível de se constatar no referido quadro.

Quadro 9 – Limites de tempo WDPT (em segundos) usados por diversos autores para classificar os solos em diferentes classes de severidade de repelência.

Classificação do solo	Adams <i>et al.</i> (1969)	Bisdorn <i>et al.</i> (1993)	Doerr <i>et al.</i> (1996)	Ma'shum e Farmer (1985)	McGhie e Posner (1981)	Roberts e Carbon (1971)
Hidrofílico	<10	<5	<60	<1	<60	<1
Ligeiramente hidrofóbico	10 – 60	5 – 60	-	-	-	1 – 10
Fortemente hidrofóbico	-	60 – 600	-	-	-	10 – 60
Severamente hidrofóbico	>60	600 – 3600	-	-	-	>60
Extremamente hidrofóbico	-	>3600	>3600	-	-	-

Fonte: Doerr (1998)

O teste MED é utilizado com base no conhecimento da tensão de superfície de soluções estandardizadas de etanol em água. Gotas dessas diluições são aplicadas sobre uma superfície de solo e o comportamento da sua infiltração é observado. As gotas com tensão superficial superior à do solo permanecem à superfície por um determinado período de tempo, enquanto as que possuem uma tensão inferior infiltram-se instantaneamente. A aplicação de gotas com valores de tensões superficiais crescentes (menores concentrações de etanol) até que uma das gotas aplicadas resista à infiltração, permite a classificação do solo numa categoria de tensão superficial compreendida entre duas concentrações de etanol, estando associado a um maior grau de repelência uma maior percentagem de etanol (Doerr, 1998). O tempo durante o qual se verifica se cada uma das gotas aplicadas sofre infiltração varia consoante os autores, sendo apontados na literatura valores de 3, 5 e 10 segundos (Crockford *et al.*, 1991; King, 1981; Harper e Gilkes, 1994, citados por Doerr, 1998). Em termos práticos, resultados de MED superiores a 20% estão associados a solos classificados como extremamente hidrofóbicos (Doerr *et al.*, 2000).

Como vem a ser referido, a repelência resulta de diversos compostos orgânicos, que podem resultar tanto de factores biológicos como não biológicos. Dentro dos biológicos tais

substâncias (Quadro 10) podem resultar da vegetação e da actividade biológica desenvolvida pelos microrganismos presentes no solo. Vários estudos têm demonstrado que a ocorrência do comportamento repelente à água, por parte do solo, se encontra muitas vezes associado a determinados tipos de vegetação, sendo de salientar que não se pode assumir que tais espécies induzam sempre um carácter hidrofóbico em condições naturais. Essa condição resulta não só da produção de tais substâncias pela via metabólica das plantas (e.g. actividade das raízes), mas também devido à decomposição da matéria vegetal (Reeder e Juergensen, 1979; McGhie e Posner, 1981, citados por Doerr *et al.*, 2000). As plantas comumente associadas à repelência da água são as que possuem folhagem persistente, particularmente árvores com uma quantidade considerável de resinas, ceras ou óleos aromáticos, como o caso do pinheiro e eucalipto. Para além destas, o carácter hidrofóbico foi também verificado em espécies arbustivas, de pastoreio e de cultivo (Anexo IV).

Quadro 10 – Substâncias hidrofóbicas naturais e respectivas origens

Substância	Fonte(s)
<i>n</i> -alcanos	Bactérias, fungos, algas e plantas superiores
Olefinas	Bactérias, fungos, algas e plantas superiores
Terpenóides	Presente em ceras de muitas plantas
monocetonas	Bactérias e plantas superiores
β -dicetonas	Plantas superiores (e.g. eucalipto)
Poliésteres de ácidos gordos	Plantas superiores (e.g. pinheiro)

Fonte: Doerr *et al.* (2000)

A hidrofobia manifestada por um determinado solo pode também decorrer, como referido anteriormente, da acção de fungos e diversos microrganismos que podem estar, por sua vez, associados a variados tipos de vegetação. Exemplos de tais organismos são o *Penicillium nigricans* e o *Aspergillus sydowi* (Jex *et al.*, 1985). Os efeitos hidrofóbicos são função da espécie considerada, com algumas das espécies a serem responsáveis pela indução do carácter hidrofóbico, e outras pela sua minimização, em locais onde se verifique a existência de materiais/substâncias hidrofóbicas; refira-se porém que alguns dos efeitos relatados para algumas espécies não são consistentes. Se se tiver em consideração que os microrganismos são capazes de incorporar uma grande quantidade de biomassa no solo, comparativamente com o input de material orgânico por parte das plantas, a produção de compostos hidrofóbicos e o seu papel no estabelecimento de condições que fomentem as características hidrofóbicas do solo, podem também ser significativos (Doerr *et al.*, 2000).

Como já foi referido, o carácter hidrofóbico do solo pode ser causado também por factores não biológicos, como a ocorrência de fogo. Apesar de poder ser uma característica presente em solos não sujeitos a fogo durante um grande período tempo e induzida por uma variedade de tipos de vegetação, a repelência da água pode ser também induzida através do fogo no caso de solos não hidrofóbicos, e acentuada ou reduzida em solos cuja hidrofobicidade já exista antes do fogo, dependendo isto da quantidade e tipo de folhada, das temperaturas

atingidas durante o período de combustão e teor de humidade presente (DeBano e Krammes, 1966, DeBano *et al.*, 1970, Doerr *et al.*, 1996, citados por Shakesby e Doerr, 2006).

Diversos estudos ilustram o impacto que o fogo tem no aumento da repelência à água por parte do solo, através da comparação do valor WDTP associado a áreas ardidas e não ardidas. Verifica-se por exemplo um aumento do WDTP de 5 segundos para valores superiores a 120 segundos (Boelhouwers *et al.*, 1996) ou a obtenção de valores acima dos 18 000 segundos no caso de florestas ardidas portuguesas, constituídas por pinhal e eucaliptal (Doerr *et al.*, 1996), valores estes muito acima dos enunciados no Quadro 9.

De modo simplista, o mecanismo que leva à criação de condições de hidrofobicidade consiste na volatilização dos compostos orgânicos presentes na folhada e na camada superficial do solo aquando a combustão. Posteriormente, devido ao gradiente de pressão existente junto à superfície aquecida, parte desse material escapa-se para a atmosfera (Shakesby e Doerr, 2006), enquanto uma outra fracção no estado gasoso move-se, por acção de um gradiente de temperatura, da superfície para as subcamadas do solo às quais estão associadas menores temperaturas. Esta migração no sentido descendente provoca, posteriormente, a condensação da fase gasosa e em consequência a ocorrência de compostos hidrofóbicos na forma concentrada, podendo estes providenciar um revestimento hidrofóbico às partículas de solo presentes, tornando-as repelentes (Letey, 2001).

Para além da redistribuição e concentração das substâncias hidrofóbicas no solo, é também apontado ao calor gerado durante o fogo a capacidade de tornar mais forte as ligações de tais substâncias ao solo, assim como a capacidade de as tornar quimicamente mais hidrofóbicas através da ocorrência de pirólise (Giovanni, 1994, citado por Doerr *et al.*, 2000) e da alteração da conformação estrutural dos referidos compostos (Doerr *et al.*, 2005), potenciando também a fusão e distribuição de ceras hidrofóbicas para os agregados e partículas minerais do solo (Franco *et al.*, 2000). O efeito da temperatura que o solo atinge durante o fogo tem sido objecto de análise em diversos estudos laboratoriais, através dos quais se constatou que o carácter repelente do solo é intensificado por temperaturas situadas entre os 175°C e os 270°C, com a fixação dos compostos hidrofóbicos às partículas a ocorrer próximo dos 250°C.

Contrariamente à ideia de que, quanto mais alta é a temperatura que o solo atinge durante o incêndio maior é o grau de repelência conferido ao solo, constata-se que a partir de determinados limites de temperatura o carácter repelente do solo é eliminado, mais concretamente para valores acima da gama dos 270-400°C, podendo esta gama ser superior (500-600°C) aquando da existência de uma deficiência em oxigénio que inibe a combustão dos compostos (Shakesby e Doerr, 2006); este facto pode explicar a não destruição do carácter repelente à superfície quando da ocorrência de alguns fogos de elevada severidade (Bryant *et al.*, 2005, citado por Shakesby *et al.*, 2007). Limites diferentes podem ser encontrados na literatura (e.g. Nakaya, 1982, citado por Doerr *et al.*, 2000), sendo que tais discrepâncias podem dever-se ao uso de diferentes métodos de medição e/ou à consideração de diferentes

tempos de aquecimento, ou à presença de diferentes compostos químicos nos solos estudados. É ainda de salientar que, apesar do efeito que a temperatura detém na formação ou destruição da condição hidrofóbica, este é independente do tipo de solo mas depende do tempo durante o qual o aquecimento decorre. Exemplo deste facto é o estudo citado em Letey (2001), em que a exposição de uma amostra de solo a uma temperatura de 400°C durante um período de 5 minutos conduziu à indução da repelência; porém o prolongamento da exposição amostra à mesma temperatura durante um período de 10 minutos resultou na sua destruição.

De acordo com o referido na secção 3.1.3.3.1, o calor propaga-se em profundidade por condução térmica, sendo esta propagação condicionada pelo teor de humidade presente, o que origina um gradiente de temperatura com os valores mais elevados a ocorrer à superfície do solo. Em face disto, e considerando o referido nos parágrafos anteriores, é razoável dizer que temperaturas elevadas que ocorram à superfície tendem aí a destruir o carácter repelente do solo ou não conduzem à sua formação, sendo tal carácter induzido ligeiramente abaixo da superfície, a uma profundidade cuja temperatura correspondente seja a adequada, como verificou Scholl (1975, citado por Letey 2001). Robichaud e Hungerford (2000), estudaram laboratorialmente a combinação de diferentes níveis de calor com o teor de água presente no solo, tendo verificado que, para solos com baixo teor de humidade e sujeitos a menores temperaturas, a camada repelente era formada entre 10 a 20 mm abaixo da superfície; por sua vez para solos húmidos e sujeitos a temperaturas mais elevadas, a camada repelente era geralmente detectada a 30-50 mm.

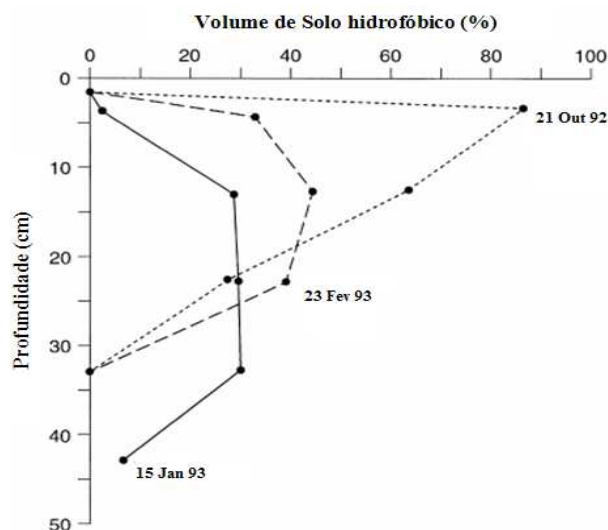
Dekker *et al.* (2001) destacam, sobre outro ponto de vista, a importância que o teor de humidade desempenha sobre a repelência que o solo desenvolve à água e, deste modo, sobre possíveis repercussões sobre o comportamento hidrológico. Estes autores referem que a repelência atinge níveis de maior severidade quando o teor de humidade desce abaixo de um determinado limite, dando-se o período mais propício à formação de condições severas de hidrofobia logo após períodos secos, e de um modo mais particular em áreas de maior insolação. Nestas áreas tem-se verificado uma menor capacidade de infiltração (Pierson *et al.*, citado por Shakesby e Doerr, 2006).

A longevidade atribuída à repelência conferida pela acção de incêndios varia consideravelmente, sendo apontados valores de 6 anos para algumas áreas severamente ardidadas, períodos de 3-4 anos para áreas sujeitas a fogos menos intensos (Doerr *et al.* 2006) e, em alguns casos, são apontados períodos de alguns meses (Debano *et al.*, 1976). O carácter repelente tende a diminuir de intensidade com o passar do tempo, restabelecendo-se posteriormente as condições antecedentes ao fogo (Doerr *et al.*, 2006).

Apesar de se poder manifestar durante um longo período de tempo, a hidrofobia do solo é vista como um fenómeno sazonal, sendo normalmente baixa ou completamente ausente após longos períodos húmidos, e mais severa após períodos secos (Fig. 16); isto é, a repelência é uma propriedade transiente, variante ao longo do tempo. Em teoria, um determinado material pode manter-se hidrofóbico desde que a camada de revestimento das partículas ou a matéria

intersticial existente entre as partículas de solo não sofra alteração devido ao contacto prolongado com a água. Contudo existem diversos mecanismos que poderão restabelecer o carácter hidrofílico do solo, mecanismos estes brevemente descritos em Doerr *et al.* (2000).

Especialmente, a repelência ocorre no solo geralmente de um modo descontínuo, tanto horizontalmente como ao longo do perfil, em especial quando tal condição resulta da acção do fogo. Se em algumas situações o fogo cria condições hidrofílicas à superfície devido ao calor intenso, seguidas por uma camada hidrofóbica ligeiramente abaixo desta (Dyrness, 1976), noutros casos o fogo destrói a repelência à superfície sem contudo levar à formação da camada hidrofóbica em profundidade (Giovannini e Lucchesi, 1983), podendo também um fogo pouco intenso levar à indução do carácter hidrofóbico à superfície ou à sua não destruição em solos altamente hidrofóbicos (Doerr *et al.*, 1996). Estas situações e outras possíveis (nomeadamente a heterogeneidade que se pode verificar numa mesma camada do solo, como se de um horizonte se tratasse) são atribuídas em parte às diferentes temperaturas que o solo pode atingir durante a ocorrência do fogo e que de certa forma vão ditar a distribuição mais ou menos homogénea da repelência.



Fonte: Dekker e Ritsema (1995)

Fig. 16 - Variação da repelência para um solo constituído predominantemente por limo em três ocasiões distintas, em que se verifica um maior volume de solo com carácter repelente após o período seco, diminuindo esse volume entre Outubro e Janeiro, devido provavelmente ao contacto prolongado com a água

O gradiente tridimensional da temperatura resulta por sua vez da variação espacial de diversas propriedades do solo (e.g. capacidade de retenção de água, teor em matéria orgânica, entre outras), do coberto vegetal (e.g. teor de humidade, carga combustível) e do próprio fogo, nomeadamente a sua intensidade, severidade e tempo de duração; estas últimas são condicionadas por um outro conjunto de variáveis, algumas delas já referidas (e.g. relevo), podendo tais variáveis explicar as assimetrias que geralmente se verificam relativamente à repelência e, por consequência, nos processos hídricos, nomeadamente na criação de caminhos preferenciais.

Apesar dos fogos poderem induzir dissemelhanças espaciais no carácter hidrofóbico, Ferreira *et al.* (2005) verificaram que existe uma relação directa entre a intensidade do fogo, o grau de severidade da repelência e a sua homogeneidade, onde os fogos mais intensos tendem a produzir uma repelência mais severa, com uma distribuição espacial mais homogénea; estes autores salientam que os fogos mais intensos induzem um maior escoamento superficial directo, por influência da repelência.

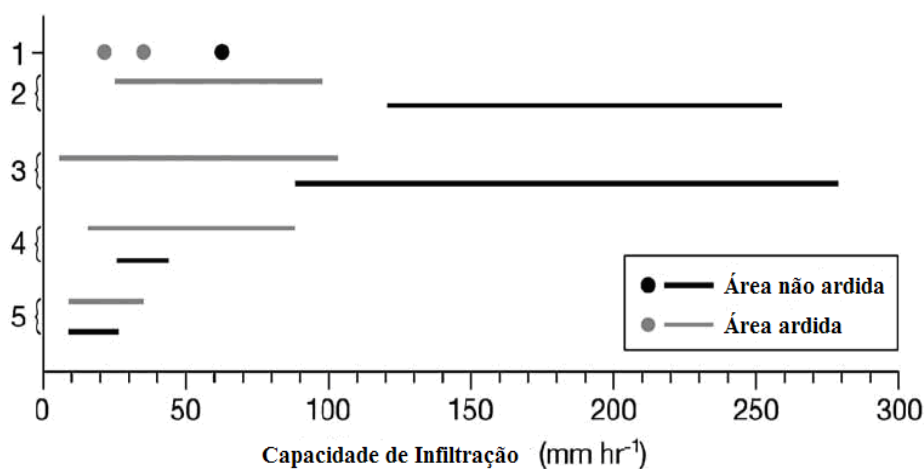
Os impactes hidrológicos mais citados na literatura decorrentes da hidrofobia manifestada pelo solo por acção dos fogos são (Van Dam *et al.*, 1990; Imeson *et al.*, 1992): a redução na capacidade de infiltração resultando no aumento do escoamento directo; diminuição do tempo de resposta do escoamento superficial; existência de infiltração e percolação localizada; alteração da distribuição e dinâmica do teor de humidade no solo; aumento do escoamento superficial; a criação de caminhos preferenciais e a formação de escoamento dendriforme. É de salientar que os impactes enumerados vão de encontro às tendências apontadas aos efeitos do fogo sobre o comportamento hidrológico de uma forma global, referidos na secção 3.1.3.2.

A redução da capacidade infiltração é, dos impactes citados, aquele que é mais frequentemente abordado aquando do estudo do impacto da repelência sobre os recursos hídricos. Por exemplo DeBano (1971), verificou que a capacidade de infiltração de um solo com características repelentes era 25 vezes menor do que para um solo similar, através da indução de um carácter hidrofílico por acção da temperatura, em que durante os primeiros 5 minutos de medição o solo repelente exibia apenas 1% da sua infiltração potencial quando hidrofílico. No caso de solos extremamente repelentes, o seu humedecimento pode mesmo não suceder aquando da ocorrência de chuvas de grande intensidade, como verificou Walsh *et al.* (1998) para alguns solos portugueses associados à exploração florestal, quando realizou, em condições laboratoriais e após a indução de carácter hidrofílico, simulações de precipitação de 40-60 mm durante uma hora, apesar dos solos exibirem capacidades de infiltração de 80 mm/h. A repelência destes solos é tão persistente que determinadas amostras permanecem secas mesmo quando são submetidas a uma lâmina de água permanente à sua superfície durante 3 semanas (Doerr e Thomas, 2000, citado por Shakesby e Doerr, 2006).

A existência de condições de baixa taxa de infiltração pode conduzir à acumulação de água acima da camada hidrofóbica (resultante tanto de processos “naturais” como por acção do fogo). Este é fenómeno condicionado pela existência de falhas na referida camada, podendo estas ocorrer quer devido a alterações estruturais dos constituintes da camada hidrofóbica, quer devido à existência de fendas provocadas pelas raízes e canais escavados pelos roedores, assim como devido à existência de zonas hidrofílicas ou menos hidrofóbicas; estas condicionantes determinam a existência de escoamento directo e se este ocorre de um modo generalizado ou apenas de uma forma localizada. No caso particular da existência duma camada hidrofílica e/ou uma camada de cinzas de espessura considerável, localizadas acima da camada hidrofóbica, a água acumulada acima da camada repelente, em resultado das condições anteriormente referidas, pode subseqüentemente (Doerr *et al.*, 2000): ser retida na camada hidrofílica e posteriormente sofrer evaporação ou assimilação pelas raízes da plantas;

dar origem a escoamento directo em resultado da saturação da camada hidrofílica; dispersar movendo-se verticalmente através de caminhos preferenciais criados pelas falhas na camada repelente; mover-se lateralmente sobre a forma de escoamento intermédio; e pode entrar na matriz da camada repelente de água alterando assim o carácter da mesma.

Apesar do carácter repelente poder estar presente em solos que não sofreram incêndios durante um longo período de tempo, o fogo tem potencial de intensificar e/ou modificar o carácter repelente em determinado local; isto leva a que a repelência seja apontada como uma das causas da divergência das taxas de infiltração entre áreas ardidas e não ardidas, apesar de ser difícil desagregar os impactes resultantes desta característica de outros impactes decorrentes por exemplo da perda de vegetação. Exemplos de fontes bibliográficas que se referem à repelência da água por parte do solo como a principal causa da divergência do comportamento hidrogeológico são por exemplo Dyrness (1976) e Walsh *et al.* (1994). O primeiro autor refere um aumento do escoamento directo (três vezes superior) após a ocorrência de um incêndio numa área florestal de pinheiro; por sua vez o segundo constatou um aumento na resposta do escoamento superficial entre 5 e 25%, comparando as áreas ardidas constituídas por eucalipto e pinheiro com áreas não ardidas. Na Fig. 17 encontra-se representada a variação na capacidade de infiltração após a ocorrência de fogos, comparativamente a áreas não ardidas, capacidade essa condicionada também pela ocorrência de hidrofobia.



Fonte: Shakesby e Doerr (2006)

Fig. 17 - Capacidades de infiltração medidas em áreas ardidas e em áreas de controlo não ardidas de acordo com vários autores: 1) Campbell *et al.*, 1977; 2) Martin e Moody, 2001a; 3) Shakesby *et al.*, 1993 4) Kutiel *et al.*, 1995; e 5) Imeson *et al.*, 1992.

Todavia, a ocorrência de fogo e a consequente formação e/ou intensificação da hidrofobia do solo não leva necessariamente a uma redução marcante da taxa de infiltração em todas as situações. Tal facto é sustentado pelas conclusões salientadas por Imeson *et al.* (1992), que anotam a existência de uma diferença mínima no comportamento da infiltração entre solos sujeitos a incêndio e áreas não ardidas. Também Cerdà (1998) verificou a existência de uma alta taxa de infiltração imediatamente a seguir ao fogo, resultando num escoamento directo negligenciável.

Em resumo, dependendo das condições anteriores ao fogo, as alterações no comportamento hídrico, designadamente o incremento do escoamento superficial, podem estar associadas à indução ou ao incremento significativo do carácter hidrofóbico do solo até que as condições anteriores ao fogo sejam restabelecidas, ou ao incremento da repelência e cujo restabelecimento das condições iniciais resultam num carácter hidrofílico menos eficiente, sendo necessário para o seu restabelecimento completo aguardar pela revegetação, desenvolvimento das raízes e a formação da camada protectora do solo (e.g. folhada). Tais alterações estão dependentes da escala, com os impactes a tenderem a ser mais expressivos a escalas locais na medida em que os efeitos a escalas mais amplas, como por exemplo à escala de bacia, são atenuados devido à elevada variabilidade espacial das variáveis que influenciam a repelência resultando conseqüentemente em uma maior variabilidade espacial da capacidade de infiltração.

3.1.3.3.3 A erosão dos solos

Para compreender quais os efeitos que o fogo detém nos processos erosivos e conseqüentemente no comportamento e resposta dos sistemas hídricos, é necessária uma breve referência à erosão, abordando os diferentes tipos de erosão e alguns factores que minimizam ou inibem tal fenómeno. De um modo grosseiro pode dizer-se que a erosão consiste na “destruição” do solo por acção de diversos agentes, particularmente por acção do vento (erosão eólica) e da chuva (erosão hídrica), levando ao arrastamento e transporte de uma grande quantidade de sedimentos (em especial os materiais finos), tornando este solo num meio pedológico empobrecido e geralmente de fase delgada. A erosão eólica e a sua magnitude resultam de diversas condicionantes, ocorrendo mais expressivamente em solos apédicos (sem estrutura), pouco coesos, isentos de coberto vegetal e em regiões planas e sujeitas a períodos de secura, onde o vento não encontra barreiras e atinge velocidades elevadas, maximizando os seus efeitos.

Por sua vez a erosão hídrica ou pluvial é provocada pelo arranque e transporte de material da parte superior do solo por acção das chuvas, com a sua acumulação em áreas de menor declive, passando estes materiais a designar-se por aluviões. Este fenómeno é mais proeminente em solos também sem estrutura e pouco coesos e em áreas declivosas e sem vegetação. Dentro da erosão hídrica podem-se destacar três tipos de erosão (Cerqueira, 2001; FAO, 2007): erosão laminar; erosão por sulcos; erosão em ravinas.

A **erosão laminar** consiste no arrastamento do solo em camadas delgadas devido ao deslocamento uniforme da água pela superfície, desgastando-a continuamente sem formar canais definidos, até que ao fim de alguns anos se dá o desaparecimento dos horizontes superficiais. A **erosão por sulcos** (Fig. 18) deve-se à canalização do escoamento (atinge maior fluxo), a partir de micro-canais ou zonas de escoamento preferencial, progredindo de montante para jusante, o que é controlado essencialmente pela tensão de arrastamento, que provoca o destacamento do material e a incisão do sulco. Os sulcos podem também

desenvolver-se de jusante para montante a partir de uma incisão na base, sendo este caso controlado principalmente pela coesão do solo e pela dissipação da energia do escoamento. Por último a **erosão por ravinas** ocorre devido ao escoamento pelas linhas de maior declive e que devido à sua energia arrasta o fundo dessas baixas, abrindo valas profundas (ravinas) podendo ao longo do tempo ramificar-se, arrastando o terreno das encostas em volta.



Fonte: USGS (2007)

Fig. 18 - Erosão por sulcos numa encosta ardida.

Como já foi referido, a ocorrência do fogo em determinada área pode provocar diversas perturbações conduzindo essencialmente à perda do coberto vegetal e a alterações nas propriedades físico-químicas do solo. Estas alterações causam em geral repercussões no comportamento hídrico, nomeadamente no incremento do escoamento directo e aumento da magnitude dos caudais de ponta, como resultado da diminuição da capacidade de infiltração, da diminuição da água perdida por evapotranspiração e interceptação pelo coberto vegetal, impactes estes que por sua vez conduzem ou agravam os fenómenos erosivos.

Este comportamento é sustentado por Johansen *et al.* (2001), que refere que o desprendimento de partículas do solo por acção do impacto das gotas de chuva e/ou pela ocorrência de escoamento à superfície e seu transporte subsequente é sensível às modificações que ocorrem à superfície, causadas pelo fogo; é apontado por vários autores que tais modificações passam pela redução da vegetação (White e Wells, 1979; Dieckmann *et al.*, 1992; Inbar *et al.* 1998; Gresswell, 1999), em especial a vegetação rasteira e a remoção da folhada, deixando o solo susceptível ao impacto da chuva e reduzindo o armazenamento de água no solo, podendo estes efeitos conduzir a uma maior ocorrência de escoamento directo com potencial erosivo e de uma forma mais súbita. Tal escoamento directo é o mecanismo dominante da erosão superficial que se verifica após um incêndio (Wondzell, 2003, citado por Shakesby, 2006).

A importância do coberto vegetal como escudo protector do solo contra a erosão é abordada em EUFIRELAB (2004), o qual refere que a vegetação, para além de interceptar as

gotas resultantes da precipitação, absorvendo a sua energia cinética, estabelece um conjunto de processos interactivos entre as plantas e o solo que afectam a erosão. Alguns destes processos consistem: (1) na ligação física do solo à planta por acção do caule e das raízes; (2) estabelecimento de ligações electroquímicas entre as raízes e o solo assim como por intermédio de diversos nutrientes; (3) redução do escoamento directo pela imposição de obstáculos criados pela vegetação, existência de folhada e pela capacidade de infiltração melhorada pela acção das raízes; (4) maior incorporação de matéria orgânica no solo resultando numa melhor estrutura e maior capacidade de retenção de água, entre outros factores. Na medida em que os fogos destroem total ou parcialmente o coberto vegetal, o solo fica conseqüentemente mais exposto aos agentes erosivos, pelo que existe um duplo efeito negativo decorrente de tal perturbação sobre o coberto vegetal e que se caracteriza pela perda de protecção e pelo aumento do escoamento superficial directo.

Torna-se ainda importante salientar que a penetração da precipitação pela vegetação ardida pode conduzir ao aumento do tamanho das gotas de água, que vulgarmente caem sobre o solo nu e, como tal, tende a intensificar a quantidade de solo perdido em resultado da erosão provocada pelo impacto das referidas gotas (Shakesby e Doerr, 2006). Tal não sucederá se a vegetação não possuir uma altura suficiente para que tais gotas ganhem velocidade por acção da gravidade e conseqüentemente energia cinética suficiente para provocar a desagregação das partículas de solo (EUFIRELAB, 2004). O resultado do destacamento das partículas do solo por parte das gotas é muitas vezes negligenciado ou depreciado, com a fracção de sedimentos transportados em resultado deste processo a ser muitas vezes atribuída à ocorrência de erosão laminar.

Para além da remoção do coberto vegetal existe uma série de factores que condicionam a magnitude da erosão verificada após a ocorrência de um incêndio, nomeadamente a severidade com que ocorre tal incêndio, uma vez que esta influencia um conjunto diverso de propriedades, algumas delas associadas por exemplo aos solos, como a sua estabilidade estrutural ou o seu carácter hidrofílico. Outros factores que podem afectar o processo de erosão hídrica num período ulterior ao fogo são por exemplo o declive e a orientação da área ardida (influencia a quantidade de cinzas e detritos produzidos, tal como a taxa de recuperação da vegetação), o tipo e espessura do solo e sua variação espacial, as condições climáticas, com especial ênfase na intensidade de precipitação (Shakesby e Doerr, 2006), a magnitude da perturbação causada pelo fogo (Shakesby *et al.*, 2007) e o tempo de recuperação (*window of disturbance*) (Prosser e Williams, 1998).

A somar à acção dos factores anteriormente mencionados, destaca-se também que maiores taxas de erosão podem ser devidas à formação e/ou intensificação da natureza repelente do solo, nomeadamente se esta se der à superfície, assim como devido a uma possível redução do tamanho das partículas e destruição dos agregados por acção do fogo. No primeiro caso, para além de potenciar o escoamento directo e poder levar à formação de sulcos e ravinas com a conseqüente perda de solo (Giovannini, 1994), a hidrofobia pode também conduzir ao aumento da perda do solo por impacto das gotas de chuva com potencial erosivo,

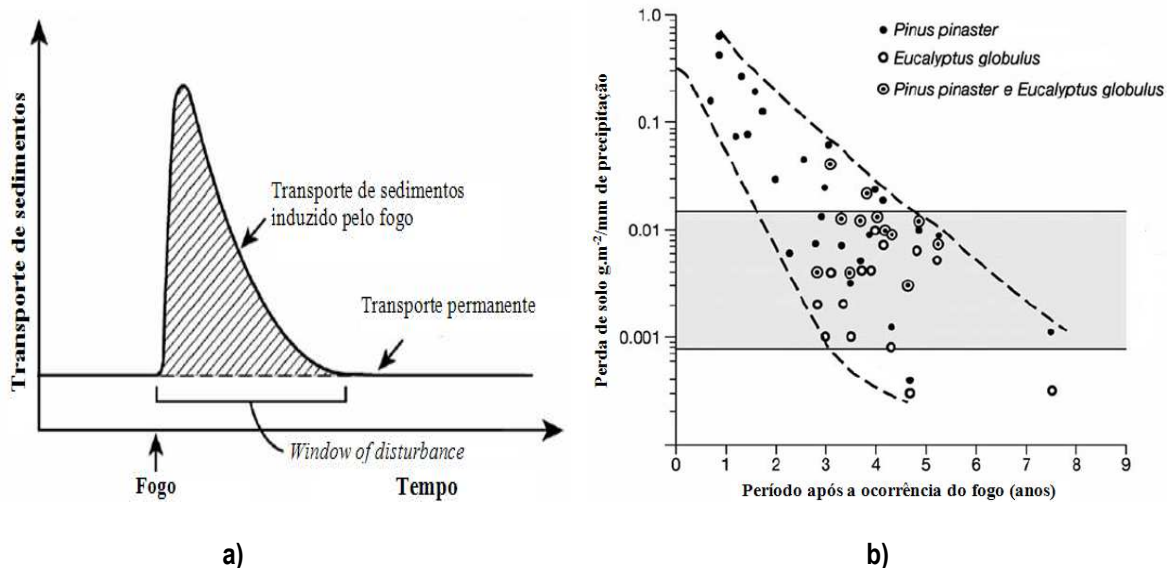
designadamente em solos repelentes pouco coesos. Tal facto foi demonstrado laboratorialmente por Terry e Shakesby (1993), em que gotas de chuva simulada ao embaterem no solo repelente produziam uma maior quantidade de sedimentos do que num solo não repelente. Apesar de ser difícil de isolar os impactes da repelência dos demais factores, Osborn *et al.* (1964, citado por Doerr *et al.* 2000) verificaram, através da monitorização *in situ* de talhões localizados em áreas ardidadas, que a quantidade de sedimentos removidos nos talhões onde se manifestava o carácter hidrofóbico do solo era 30 vezes superior aos talhões em que o referido carácter foi minimizado através da aplicação de um tratamento, verificando-se também nos primeiros a formação de sulcos até 100 mm de profundidade, enquanto que nos talhões tratados a presença de sulcos era nula ou não significativa.

Apesar do fogo poder promover a agregação de material fino, como vimos na secção 2.3.3.1, e proteger os agregados através do seu revestimento com compostos orgânicos hidrofóbicos, a referência efectuada no parágrafo anterior de que o fogo pode levar ao aumento da perda de solo através da redução da dimensão das partículas e destabilização dos agregados não deve ser entendida como antagónica na medida em que ambos os comportamentos resultam de diferentes mecanismos, sendo o resultado obtido em função da extensão com que ocorre cada um deles em determinado local. A razão apontada para a redução da dimensão das partículas e desestabilização dos agregados prende-se com o facto do fogo poder consumir a matéria orgânica incorporada no solo, nomeadamente a fracção associado a formação do complexo argilo-húmico, conduzindo ao colapso dos referidos agregados (Neary *et al.*, 1999; Ice *et al.*, 2004).

Devido à acção perturbadora que o fogo detém, logo após a sua ocorrência, sobre cada um dos factores enunciados e à interacção dinâmica que se estabelece entre eles, denota-se durante o período de recuperação um padrão característico no comportamento da erosão. Este caracteriza-se pela ocorrência de um pico súbito no transporte de sedimentos (Fig. 19a), resultante das primeiras chuvas que ocorrem quando a protecção por parte da vegetação é mínima e existe no solo grandes quantidades de materiais altamente erodíveis (e.g. detritos vegetais carbonizados, materiais finos do solo e cinzas) (Swanson, 1981). Posteriormente segue-se o declínio da quantidade de sedimentos transportados, podendo este perdurar somente alguns dias ou decorrer durante semanas, meses ou até mesmo anos, até que condições idênticas às verificadas anteriormente ao fogo sejam repostas (Helvey, 1980; Shakesby *et al.* 1994; Inbar, 1998).

A explicação aceite para a forma da curva que traduz o transporte dos sólidos é que, durante a ocorrência do referido pico, o transporte e redistribuição de sedimentos são processos limitados por diversas variáveis (e.g. energia do agente erosivo), tornando-se posteriormente a sua evolução condicionada pela disponibilidade de sedimentos, havendo ao longo do tempo sedimentos mais grosseiros e consequentemente menos passíveis de serem transportados, o que leva à diminuição da taxa de sedimentos transportados.

Outro factor que contribui para a recessão do fenómeno erosivo é a restituição da folhada por parte da vegetação que não sucumbiu ao fogo, decorrente da eventual incidência de fogo de menor severidade e posterior rebentamento e repovoamento da vegetação, o que conferem algum grau de protecção ao solo (White e Wells, 1982; Shakesby *et al.*, 1993). É também referido que a recessão pode resultar do incremento de pedras existentes à superfície e em resultado da situação extrema da decapitação do solo ficando apenas a rocha nua (Morris e Moses, 1987; citado por Shakesby *et al.*, 2007).



Fonte: Shakesby *et al.* (1994)

Fig. 19 - Comportamento teórico do transporte de sedimentos decorrente da acção dos agentes erosivos após a ocorrência de um incêndio (a) e o declínio da perda de solo no período ulterior ao fogo verificado em plantações de *Pinus pinaster* e *Eucalyptus globulus*.

No que concerne à erosão e seus efeitos decorrentes da acção do fogo, são apontados períodos de apenas 1 ano para o *window of disturbance* por alguns autores, enquanto que noutros estudos as alterações físicas de tal processo decorreram por mais de uma década (designadamente se decorrerem em paralelo determinadas actividades antropogénicas) como se pode ver no Anexo III, sendo que o tempo apontado durante o qual se dão as alterações físicas mais proeminente é de 1 a 4 anos após a ocorrência do incêndio (Gresswell, 1999). Em alguns estudos realizados em áreas ardidas localizadas no território nacional e cujo coberto era constituído essencialmente por pinhal e/ou eucaliptal, é referido que as condições anteriores ao fogo são restabelecidas muitas vezes antes de se atingir o período de 3 anos (Shakesby *et al.*, 2002). Swanson (1981) desenvolveu uma metodologia com a utilização de dois índices, um relacionado com o fogo e outro relacionado com a geomorfologia, permitindo a estimativa da quantidade de sedimentos transportados para diversos tipos de ecossistemas, sugerindo os resultados para alguns deles que efectivamente cerca de 70% do solo transportado a longo termo, decorre imediatamente após a ocorrência do fogo e durante um período curto de tempo.

Relativamente à quantidade de solo perdido, seja por impacto das gotas da chuva ou pelo incremento do escoamento superficial directo com formação de sulcos e/ou ravinhas ou

deslizamentos, decorrente da perturbação causada pelo fogo sobre as diversas variáveis (e.g. propriedades do solo, perda de vegetação e dos sistemas radiculares, entre outros), há na literatura uma ampla gama de resultados quanto à taxa de sedimentos transportados, sendo esta explicada pela existência de uma panóplia de condicionantes (e.g. intensidade e severidade do fogo, tipo de vegetação, ocupação do solo, características geológicas e litológicas, microclima, entre outros) e sua variabilidade espacial. Para além destas razões salienta-se ainda a abordagem de diferentes metodologias e a análise a diferentes escalas.

A título de exemplo apresentam-se alguns resultados obtidos na realização de estudos com o objectivo de estimar a taxa de erosão hídrica após a ocorrência de fogo. Um deles é o realizado por Shakesby *et al.* (2002), em que para as áreas ardidas na bacia de Águeda constituídas por *Eucalyptus globulus* e *Pinus pinaster*, verificou uma perda de solo em termos de espessura na ordem dos 18 mm.ano⁻¹; este valor foi acentuado aquando da realização de actividades agro-florestais como a lavra da terra por arado durante o seu reflorestamento, apontando para este caso uma perda de espessura do solo em cerca de 27 mm.ano⁻¹. Os referidos autores indicam também que neste ciclo fogo-reflorestação podem perder-se até 174 t.ha⁻¹ de solo, no caso de eucalipto, e até cerca de 29 t.ha⁻¹, no caso do pinheiro. Também para florestas constituídas por eucalipto, mas localizadas no continente Australiano, Leitch *et al.* (1983), citado por Shakesby *et al.* (2007), apontam para uma perda de sedimentos na ordem das 22 t.ha⁻¹, devido à ocorrência de uma precipitação de 21 mm, seis dias após o incêndio. Como referido anteriormente, os resultados de taxas de erosão são vastos na literatura e de modo a não se tornar demasiado extensa a sua enumeração, apresenta-se no Anexo V uma compilação de alguns desses resultados em função de diferentes escalas de análise, com base em Shakesby e Doerr (2006); algumas destas análises foram realizadas através do uso de traçadores.

É difícil a comparação de tais resultados para avaliar os impactes decorrentes do fogo sobre o comportamento hidrológico e geomorfológico, salientando-se duas causas frequentemente referidas na literatura. A primeira prende-se com o facto de muitas vezes a taxa de erosão ser expressa por um factor multiplicativo face a uma área de controlo, atingindo-se deste modo valores elevados, na ordem das centenas e milhares de vezes, pois para muitas áreas não perturbadas pelo fogo a erosão é insignificante ou virtualmente nula, pelo que o referido modo de expressar os resultados pode ser enganador; é frequente também haver erros na conversão das unidades utilizadas para exprimir a taxa de erosão.

A segunda causa que torna muitas vezes difícil a comparação dos resultados prende-se com a utilização de diferentes escalas de análise, uma vez que a escala de análise e a taxa de erosão apresentam normalmente uma correlação negativa, estando associada uma maior perda de solo quando são analisadas pequenas áreas (Scott *et al.*, 1998); uma das causas de tal facto é a proporção da área ardida relativamente à área de análise (Gresswell, 1999). Por tal razão a comparação entre resultados obtidos através de diferentes escalas de análise e/ou a extrapolação a partir dessas escalas para outras deve ser evitada, como por exemplo a utilização de medições pontuais e a sua extrapolação para áreas mais amplas, considerando

uma determinada densidade (valor típico de 1 g.cm^{-3}), procedimento este que faz sobrestimar a perda de solo efectiva (Shakesby e Doerr, 2006).

Efectivamente verifica-se, de acordo com os estudos apresentados no Anexo V, e com a fonte do mesmo, que as maiores taxas de erosão são obtidas para as menores áreas de análise; mais concretamente verifica-se que os maiores valores são obtidos para pontos amostrais ao longo de uma determinada vertente ($27\text{-}414 \text{ t.ha}^{-1}$) do que para talhões conexos ($0,5\text{-}197 \text{ t.ha}^{-1}$), os quais por sua vez apresentam taxas de erosão superiores do que se utilizando elementos traçadores (e.g. ^{7}Be , ^{137}Cs) ou dispositivos colectores de sedimentos colocados de modo a abranger grandes áreas de influência ($0,1\text{-}70 \text{ t.ha}^{-1}$). O menor valor destas últimas medições deve-se a uma maior heterogeneidade nas características dos terrenos abrangidos, designadamente na capacidade de infiltração, resultando assim na possibilidade de maior armazenamento de água no solo e em consequência em menores taxas de erosão (Inbar, 1998).

Alternativamente à medição da taxa de erosão com base na monitorização de campo e na utilização de elementos traçadores, são utilizadas outras metodologias, nomeadamente a medição das taxas de erosão a partir de precipitação simulada (Johansen *et al.*, 2001) ou pela aplicação de modelos de erosão do solo (Moody e Martin, 2001). Dois exemplos destes modelos são (EUFIRELAB, 2004): o *European Soil Erosion Model* (Eurosem) e o *Water Erosion Prediction Project* (WEPP). O modelo **Eurosem** é um modelo matemático baseado em processos para prever a erosão resultante de episódios individuais de precipitação, podendo ser aplicado tanto a parcelas agrícolas como a pequenas bacias; considera a interceptação por parte da vegetação, o volume e energia cinética da precipitação que atinge directamente o solo, a capacidade de transporte do escoamento, entre outros factores. O modelo utiliza equações de equilíbrio de massa para avaliar o transporte de sedimentos, erosão e deposição na superfície do solo; a sua estrutura é modular, permitindo que cada módulo funcione como uma subrotina independente, podendo cada um deles necessitar de mais de 30 parâmetros distintos, o que poderá limitar a sua aplicação.

Por sua vez o **WEPP** é um modelo desenvolvido pelo *United States Department of Agriculture* (USDA) e tem como objectivo a estimativa quantitativa da erosão que ocorre em vertentes e em bacias de pequena e média dimensão (Soto e Díaz-Ferros, 1998). O modelo contempla diversas componentes de modo a reproduzir: (1) as condições climáticas, (2) os processos de infiltração e escoamento superficial, (3) o crescimento da vegetação e decomposição dos resíduos, (4) a erosão e a deposição. Comparativamente a modelos empíricos, como o USLE, este apresenta diversas vantagens, como a de permitir estimar a distribuição espacial e temporal da perda de solo numa dada área ou em cada ponto dela, permitindo também a realização de corridas contínuas ou evento a evento. Mais informações relativamente a este modelo podem ser obtidas em: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=10621>.

Se os estudos sobre a erosão causada por incêndios e seus resultados se encontram amplamente divulgados na literatura, os seus impactes sobre o comportamento hidrológico são mais escassos e/ou menos aprofundados. De acordo com o que vem a ser referido anteriormente, verifica-se que as condições anteriores ao fogo são críticas na magnitude e determinação do impacte do mesmo sobre os mecanismos de erosão e conseqüentemente do impacte destes sobre o ciclo hidrológico. Normalmente são apontados como impactes da erosão a redistribuição de grandes quantidades de sedimentos e detritos, e a alteração morfológica dos canais de escoamento, decorrentes essencialmente do aumento do escoamento directo e da deposição nos aluviões dos sedimentos e material lenhoso transportado.

Influenciada fortemente pelo volume do escoamento directo, a taxa de erosão pode por sua vez conduzir ao aumento do primeiro, sobretudo através da consecutiva redução do potencial que o solo tem para sustentar determinado tipo e densidade de vegetação, em resultado da redução do material de textura fina e da remoção de matéria orgânica. A redução da vegetação leva por um lado à diminuição da infiltração por acção do impacto das gotas no solo (criando uma selagem dos poros do solo) e pela remoção de obstáculos que diminuem a velocidade do escoamento e/ou que facilitem a infiltração (e.g. folhada, caules e raízes); por outro lado conduz à diminuição da água perdida para a atmosfera por diminuição da evapotranspiração, resultando no aumento do escoamento superficial com a possibilidade subsequente de agravar a erosão.

A resposta hidrológica de uma determinada área pode também ser influenciada devido à criação de ravinas, levando à criação de caminhos preferenciais e provavelmente à diminuição do tempo de resposta, podendo também o encaminhamento da água ser influenciado pela acumulação de detritos vegetais (Trotter, 1990, citado por Gresswell, 1999). Por estas e outras razões Shakesby e Doerr (2006) salientam que a resposta do sistema hídrico é complexa, apontando também como consequência da erosão a agradação dos leitos dos cursos de água e a sua meandrização, a formação de cones aluviais e outros depósitos conducentes à expansão regressiva dos cursos de água, terraceamento e estreitamento dos mesmos; isto promove o aumento do risco de ocorrência de cheias por subida dos níveis de água.

Em suma, verifica-se que a erosão estimulada a partir da ocorrência de fogo pode criar e/ou potenciar diversas alterações hidrológicas, podendo estas fazer-se sentir a uma escala para além da área ardida ou áreas adjacentes, na medida em que a variação na quantidade de sedimentos e outros detritos transportados pelos cursos de água tributários e a sua posterior deposição, tal como a perturbação que esta exerce sobre a infiltração, escoamento superficial e vegetação, influenciam os sistemas fluviais a jusante; estas modificações repercutem-se novamente a montante, sendo de esperar que os impactos referidos se vão atenuando com o aumento da dimensão da área drenante, devido aos fenómenos cinemáticos de propagação de cheias, assim como pelo aumento da razão entre as áreas não ardidadas e as áreas sujeitas a incêndio.

3.1.4 Decomposição do escoamento superficial em escoamento directo e escoamento base

Como referido anteriormente, o fogo poderá exercer diversos efeitos sobre o comportamento dos recursos hídricos, podendo alterar a quantidade de precipitação que dá origem a escoamento superficial (precipitação útil), ou induzir a alteração da fracção de cada um dos componentes do escoamento superficial. Tal situação pode por sua vez resultar em diversos impactes negativos, designadamente na diminuição da recarga dos aquíferos motivada pela diminuição da capacidade de infiltração; isto tenderá a gerar consequências ambientais e económicas em diversas actividades a jusante. De modo a aferir-se se em determinada situação o fogo é responsável ou não por estas alterações, torna-se pertinente abordar as componentes que constituem o escoamento superficial e referir alguns métodos para a separação de cada uma delas.

3.1.4.1 As componentes do escoamento superficial

A água que constitui um determinado curso de água pode chegar até uma dada secção do referido curso de água segundo várias formas, consoante a água a montante escorra à superfície do terreno ou sofra infiltração; isto permite distinguir três diferentes tipos de escoamento (Lencastre e Franco, 2006): (1) escoamento directo; (2) escoamento intermédio e (3) escoamento base.

O **escoamento directo** corresponde à fracção de precipitação resultante da satisfação dos processos de evaporação, infiltração e retenção superficial da bacia, ocorrendo à superfície do terreno até atingir a rede hidrográfica (Lencastre e Franco, 2006). A rede hidrográfica é composta por um conjunto numeroso de canais, pelo que a distância a percorrer pela água sob a forma de escoamento directo é relativamente pequena, não ultrapassando normalmente algumas centenas de metros. Por este motivo, o escoamento directo rapidamente atinge os cursos de água e caso ocorra em quantidades significativas, resultante de precipitações intensas, é um elemento importante na ocorrência de caudais de ponta (Linsley, 1975); como tal, representa a componente mais significativa do hidrograma durante tais períodos, começando a importância desta componente a diminuir após a cessão da precipitação (Lencastre e Franco, 2006).

De acordo com Linsley (1975), o **escoamento intermédio** caracteriza-se pela água que sofre infiltração e que se escoia lateralmente a pouca profundidade até atingir um curso de água, movendo-se este tipo de escoamento mais lentamente que o escoamento directo; como tal o primeiro apresenta um atraso relativamente ao segundo, terminando pouco tempo depois do escoamento directo cessar. A porção do escoamento superficial que ocorre sobre a forma de escoamento intermédio depende das condições da bacia considerada, nomeadamente da geologia. A existência de uma cobertura delgada de solo cobrindo a rocha ou solo denso impermeável, favorece uma quantidade significativa de água que se move como escoamento

intermédio. Por outro lado a existência de uma distribuição uniforme de solo permeável estimula a percolação da água, aumentando a recarga dos aquíferos. Apesar da sua velocidade ser inferior à do escoamento directo, a sua quantidade pode ser considerável, podendo assim o escoamento intermédio ser a causa principal de pequenas subidas do caudal escoado em determinada secção, principalmente na ocorrência de chuvas de intensidade moderada.

O **escoamento base** é o escoamento que resulta da precipitação que sofreu infiltração profunda e que por circuito subterrâneo acaba por alimentar o curso de água superficial; representa assim a descarga para a superfície das reservas hídricas acumuladas nas formações geológicas pelas quais passa o curso de água (Lencastre e Franco, 2006). A contribuição de água subterrânea para o curso de água é relativamente estável na medida em que a velocidade do referido fluxo é muito baixa. Na literatura são referidas a título de exemplo algumas situações deste facto, sendo mencionado em Linsley (1975) que em algumas regiões são necessários mais de dois anos para que o efeito de uma determinada acreção às águas subterrâneas resulte na descarga para os cursos de água. É de salientar também que a sua importância é diminuta aquando da consideração de períodos de maior precipitação; todavia o escoamento base passa a desempenhar uma importância fulcral na manutenção dos caudais dos cursos de água, quando as demais componentes se esgotam, nomeadamente nos meses de Verão.

A ocorrência entre cada uma das componentes do escoamento superficial atrás referidas é arbitrária, pelo que a água resultante da precipitação pode originar escoamento directo, infiltrar-se a partir da lâmina de água formada e chegar ao curso de água na forma de escoamento intermédio. Por seu lado o escoamento intermédio pode resultar em escoamento directo devido, por exemplo, à intercepção do estrato com uma vertente. É ainda de salientar que por motivos de conveniência, assim como pelo facto do escoamento intermédio representar geralmente uma importância reduzida face às outras componentes, se considera que o escoamento superficial é apenas composto pelo escoamento directo e pelo escoamento de base, aquando a análise de hidrogramas.

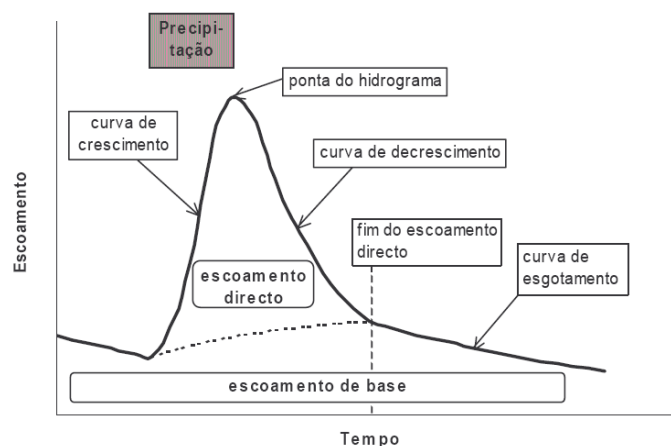
3.1.4.2 Hidrogramas de escoamento

Num sentido mais lato, designa-se por **hidrograma** qualquer gráfico que relaciona alguma propriedade do escoamento de água em determinado canal, tal como o caudal ou a velocidade, com o tempo. Num sentido mais restrito o hidrograma representa a variação do caudal em função do tempo.

Segundo Lencastre e Franco (2006), um hidrograma-tipo correspondente a uma chuvada isolada, ocorrida em determinada bacia hidrográfica, apresenta a forma de uma campânula assimétrica podendo distinguir-se as seguintes fases (Fig. 20): **curva de crescimento**, correspondente ao aumento do caudal que passa em determinada secção, resultante do

evento de precipitação e que decorre durante o tempo de crescimento; **ponta do hidrograma**, correspondente ao valor máximo de escoamento registado; **curva de decrescimento**, caracterizando-se pelo declínio progressivo do escoamento directo até este cessar e cujo período de ocorrência se designa por tempo de decrescimento; e **curva de esgotamento**, relativa ao decréscimo exponencial do escoamento base após terem cessado as contribuições das demais componentes do escoamento superficial. O somatório do tempo de crescimento como o tempo de decrescimento designa-se por **tempo base**, e representa o período durante o qual há **escoamento directo**.

A distribuição no tempo do escoamento superficial, ou seja a forma do hidrograma, é influenciada pelas características inerentes à precipitação, assim como pelas características topográficas e geológicas da bacia. Relativamente à precipitação destaca-se a influência da intensidade, duração, distribuição na bacia e direcção de propagação da precipitação, predominando a sua influência na definição da curva de crescimento (Lencastre e Franco, 2006). Por sua vez a topografia exerce uma acção no armazenamento da precipitação útil na bacia, sendo de destacar a sua área e forma, a densidade da rede hidrográfica, os declives do terreno e dos cursos de água, entre outros; a sua influência predominante ocorre na definição da curva de decrescimento (Lencastre e Franco, 2006).



Fonte: Oliveira (2004)

Fig. 20 - Representação das diferentes fases que constituem o hidrograma-tipo.

Para além dos factores referidos, Custódio e Llamas (1983) referem também como factores que afectam a forma do hidrograma, o tipo e uso do solo, a altitude da bacia, o tipo de rede de drenagem (e.g. se se trata de uma rede artificial), precipitação anterior, entre outros aspectos.

3.1.4.3 Separação das componentes do escoamento superficial

O impacto dos fogos sobre o padrão relativo do escoamento superficial, pode em determinada situação parecer inexistente ou não significativo. Todavia e apesar de não se constatarem variações significativas em termos de quantidade de caudal escoado em

determinada secção da rede hidrográfica, a fracção correspondente ao escoamento directo e ao escoamento base pode ser divergente das condições anteriores ao fogo, pelo que se torna pertinente referir alguns modelos que permitem diferenciar as duas componentes mais relevantes do escoamento superficial, o escoamento directo e o escoamento de base.

Em Linsley (1975) são descritos alguns métodos que permitem a separação das duas componentes do escoamento superficial a partir do hidrograma, sendo tal separação efectuada a partir de dois pontos distintos: o ponto correspondente ao início da ocorrência de escoamento directo e o ponto correspondente ao seu término. Para a demarcação do ponto em que se dá o fim do escoamento directo e sendo que por vezes esta tarefa pode ser difícil, Linsley (1975) propõe uma equação que permite determinar o tempo que decorre desde a ponta do hidrograma até ao fim do escoamento directo (**tempo de decrescimento**), dado por:

$$N=0,8.A^{0,2} \qquad \text{Eq. 1}$$

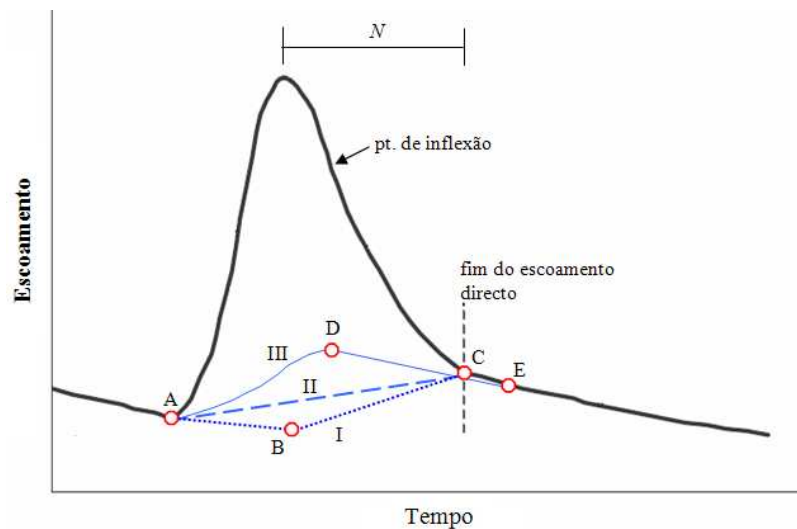
em que N é a duração do escoamento directo após a ponta de cheia, em dias; A é a área da bacia hidrográfica, em km^2 . Alternativamente, o tempo N pode ser expresso em horas alterando o coeficiente 0,8 para 20. O referido autor salienta contudo que o referido período é provavelmente melhor definido através da análise de um número diversos de hidrogramas, alertando também para o facto de que o tempo base não deve ser excessivamente longo e que a subida do escoamento de base não deve ser muito grande.

Disposto isto, distinguem-se três métodos para a separação das referidas componentes para a situação de cheias isoladas. O primeiro procedimento, e amplamente utilizado, consiste no **prolongamento da curva de esgotamento** (Fig. 21-I), relativa ao evento de precipitação anterior (ponto A), até um ponto localizado abaixo da ponta do hidrograma (ponto B), traçando-se posteriormente um segmento de recta a partir deste até ao ponto C, sendo este determinado através da aplicação da Eq. 1. A explicação teórica que sustenta a referida metodologia, admite que à medida que o nível da água sobe num determinado curso, dá-se um fluxo de água do curso para as margens e conseqüentemente verifica-se uma diminuição da descarga para o curso de água (Linsley, 1975).

Outro método consiste em **traçar um segmento de recta com origem no ponto a partir do qual se dá a curva de crescimento (ponto A) e com término no ponto a partir do qual se dá o fim do escoamento directo (C)** (Fig. 21-II). É de salientar que a diferença do volume associado ao escoamento de base, obtida através da aplicação de cada um dos dois métodos ou processos é bastante pequena e provavelmente desprezável se os referidos métodos forem utilizados de um modo consistente (Linsley, 1975).

O terceiro método de separação (Fig. 21-III) **consiste em prolongar a curva de esgotamento para trás, até ao ponto do hidrograma localizado abaixo do ponto de inflexão da curva de decrescimento (ponto D)**. Posteriormente é traçada uma curva crescente que une o ponto A (início da curva de crescimento) ao ponto D, correspondendo o

volume do escoamento de base obtido por este processo, à área baixo da linha ADE. Este método pode ser vantajoso em situações em que o escoamento subterrâneo é relativamente rápido e abundante, como sucede em algumas formações calcárias (Linsley, 1975).



Adaptado de Linsley *et al.* (1975)

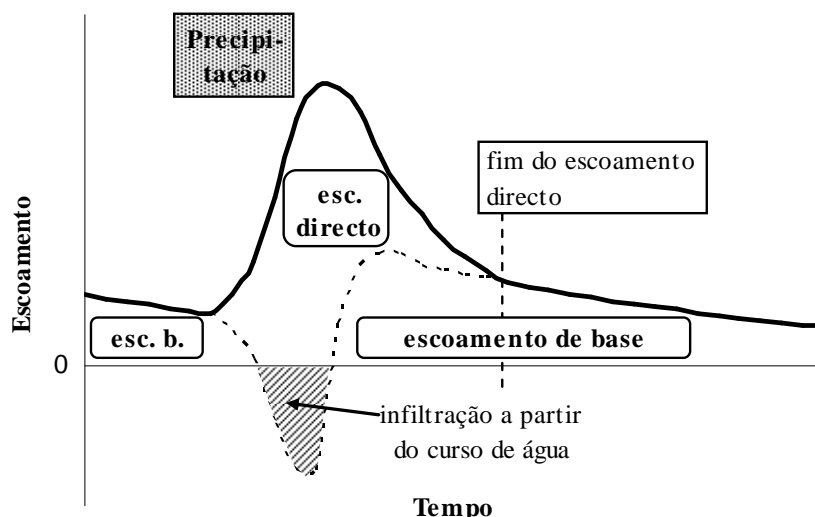
Fig. 21 - Ilustração de alguns processos simples de separação das componentes do escoamento superficial resultante de um evento de precipitação (escoamento directo e escoamento de base).

O escoamento base e o intermédio podem ser expressos por uma exponencial do tipo:

$$Q_t = Q_0 \cdot e^{-\alpha t} \quad \text{Eq. 2}$$

em que: Q_t é o caudal na secção no instante t ; Q_0 o caudal no início do período considerado; e α é o coeficiente de esgotamento, característico das formações locais e que se relaciona com as propriedades hidráulicas e geométricas do meio. No caso do escoamento de base, esta equação traduz a curva de esgotamento das reservas subterrâneas (Lencastre e Franco, 2006). Por aplicação de logaritmos naturais à Eq. 2, obtém-se uma equação linear para a curva de esgotamento aquando da sua representação em coordenadas semi-logarítmicas ($t, \ln Q$), cujo coeficiente angular é $-\alpha$. Em termos práticos a aplicação da referida transformação permite a separação exacta das componentes do escoamento superficial, encontrando-se o devido procedimento gráfico descrito em Lencastre e Franco (2006).

Para além dos métodos anteriormente relatados, é de salientar uma quarta situação referida em Custódio e Llamas (1976), que corresponde a uma alimentação do meio subterrâneo com água proveniente do aumento do nível de água no curso de água, aquando de um episódio de precipitação, o que resulta na sua acumulação no meio subterrâneo envolvente do curso de água. Tal situação traduzir-se-ia pela infiltração do escoamento directo na margem do rio, com conseqüente entrada de água no meio subterrâneo (escoamento base negativo; Fig. 22).



Fonte: Oliveira (2004)

Fig. 22 - Método de separação do escoamento superficial considerando a alimentação do meio subterrâneo com água proveniente do curso de água.

A análise e decomposição de séries de escoamento em que ocorre um novo evento de precipitação, sem que o escoamento do episódio anterior tenha terminado, torna-se mais complexa. Nestes casos existem diversos modelos que permitem a decomposição de séries diárias de escoamento superficial em escoamento directo e escoamento de base, referindo-se dois deles: **método da translação da curva de esgotamento** (recession curve displacement), apresentado em Rutledge e Daniel (1984); e **método de decomposição do escoamento total** (streamflow partitioning), apresentado em Shirmohammadi *et al.* (1984).

O **método da translação da curva de esgotamento**, também conhecido como o **método de Rorabaugh**, consiste num conjunto de operações que permitem estimar a recarga para cada um dos picos de escoamento, estando a sua aplicabilidade inerente a sistemas de fluxo sujeitos a recarga difusa, nos quais os cursos de água constituem o local de descarga do sistema subterrâneo. A sua aplicação é limitada a sistemas dominados pelo degelo e/ou nos quais se realizam retenções ou extracções de água consideráveis que impeçam que na estação hidrométrica se registre o comportamento natural da bacia. A recarga é considerada aproximadamente concomitante com os picos de escoamento (Rutledge e Daniel, 1994).

Este método baseia-se no deslocamento ascendente da curva de esgotamento, que ocorre em resultado da descarga, sendo apenas consideradas as partes do hidrograma correspondentes exclusivamente à descarga subterrânea; ou seja são consideradas apenas as áreas localizadas a partir do ponto para o qual se admite que já não ocorre escoamento directo dado pela aplicação da Eq. 1. A descarga de água subterrânea potencial (V) representa o volume total de água que drenaria o sistema considerando um tempo infinito sem ocorrer um novo episódio de recarga; esta é dada pela integração da Eq. 2, da qual resulta:

$$V = \int_0^{\infty} Q_0 \cdot e^{-\alpha \cdot t} \cdot dt = \frac{Q_0}{\alpha} \quad \text{Eq. 3}$$

Rorabaugh (1964, citado por Rutledge e Daniel 1994) expressou a descarga subterrânea para um curso de água como uma função complexa do tempo após a recarga. Contudo o referido autor refere que a dita função pode ser aproximada após um designado “**tempo crítico**”, através de uma equação que traduz o logaritmo do escoamento como uma função linear do tempo, sendo o tempo crítico (T_c) dado por:

$$T_c = \frac{0,4935}{\alpha} \quad \text{Eq. 4}$$

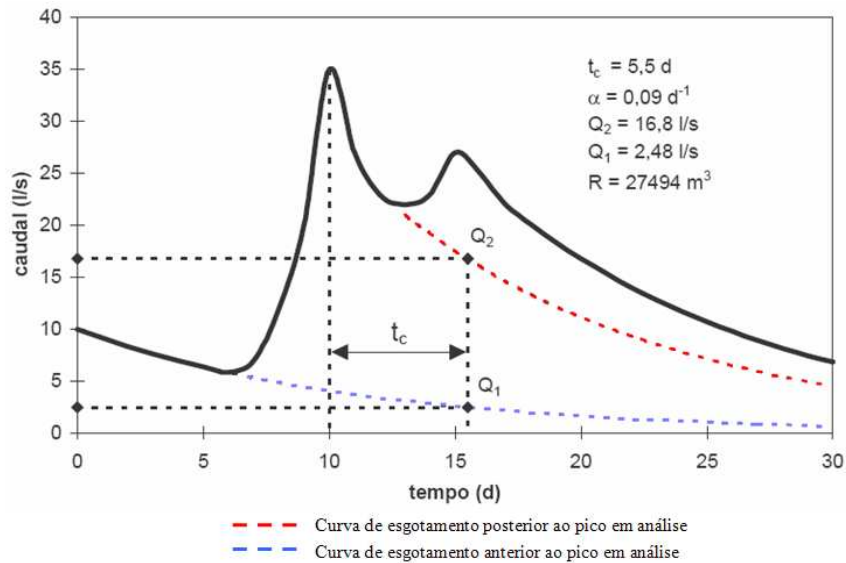
Glover (1964) e Rorabaugh (1964), citados por Rutledge e Daniel (1994), mostraram que no tempo crítico após o pico do caudal total, a descarga de água subterrânea potencial para um curso de água é aproximadamente metade do volume total de água que recarregou o sistema (R), assim o volume total é dado por:

$$R = 2 \cdot \left(\frac{Q_2}{\alpha} - \frac{Q_1}{\alpha} \right) \quad \text{Eq. 5}$$

em que Q_2/α representa o volume de água subterrânea descarregado desde o “tempo crítico” após o pico de escoamento, determinado a partir da extrapolação da curva de esgotamento após o pico do escoamento, e Q_1/α o volume de água subterrânea descarregado desde o “tempo crítico” após o pico de escoamento, determinado a partir da extrapolação da curva de esgotamento anterior ao pico do escoamento em análise.

Para a aplicação prática deste método deve-se primeiro determinar o coeficiente de esgotamento α a partir de um hidrograma simples², determinando-se em seguida o T_c por aplicação da Eq. 4, sendo que ambos os parâmetros se mantêm constantes no decorrer da aplicação do método. Posteriormente, o tempo crítico calculado é utilizado em cada pico, permitindo determinar o tempo a partir do qual as curvas de esgotamento anterior e posterior ao evento (ou pico) serão extrapoladas, e conseqüentemente permite a determinação de Q_1 e Q_2 (Fig. 23). Os caudais obtidos são depois utilizados na aplicação da Eq. 5, permitindo determinar a recarga para o episódio ou evento de precipitação em análise, assumindo-se o referido volume igual ao escoamento base decorrente do mesmo episódio.

² Segundo Wilder e Simmons (1978, citado por Rutledge e Daniel, 1994), a determinação do coeficiente de esgotamento α deve ser efectuada se possível recorrendo a hidrogramas simples relativos a períodos em que a vegetação se encontra num estado latente, de modo a se minimizar os efeitos da evapotranspiração.



Fonte: Oliveira (2004)

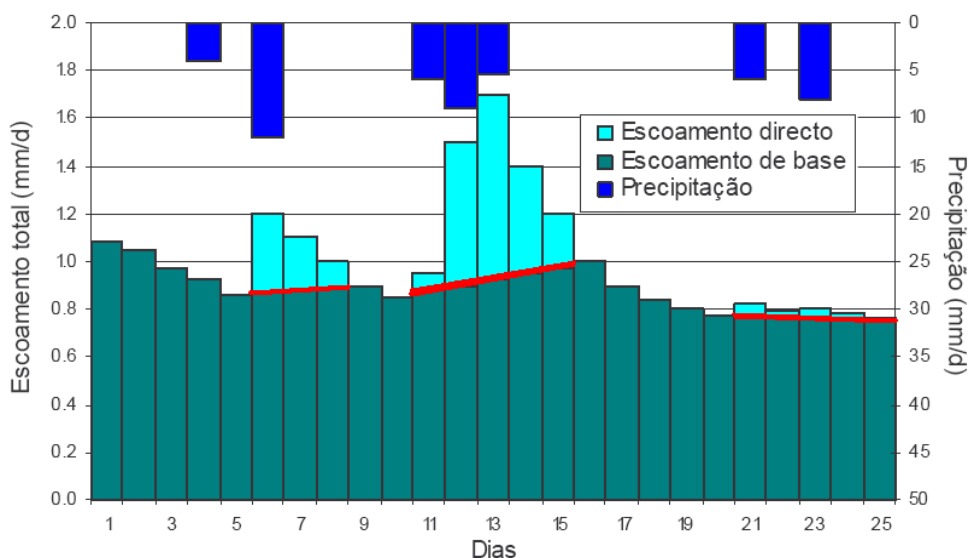
Fig. 23 - Representação gráfica da aplicação do método da translação da curva de esgotamento

Em Rutledge e Daniel (1994), para além da exposição do método acima mencionado, procede-se ainda à exemplificação da sua aplicação prática e à comparação da sua aplicação de um modo manual e automatizado, evidenciando-se vantagens e desvantagens de ambas as abordagens; apresenta-se também o algoritmo utilizado na sua aplicação automatizada (cf. Rutledge e Daniel, 1994).

Por sua vez, o **método de decomposição do escoamento total** apresentado em Shirmohammadi *et al.* (1984), baseia-se no pressuposto de que os registos de precipitação e escoamento podem ser utilizados na decomposição do escoamento superficial, sendo necessário para tal definir qual a condição necessária para a ocorrência de um episódio de escoamento directo e qual a sua duração. Com base numa breve examinação de registos de precipitação, escoamento directo e escoamento superficial, relativos a diversas bacias e através de observações no campo, os referidos autores constataram que o escoamento directo poderia ocorrer a partir de um limiar de precipitação, valor a partir do qual se verifica na bacia a ocorrência de escoamento directo (Shirmohammadi *et al.*, 1984).

Apesar de o método assumir um limiar de precipitação constante, é de salientar que este varia ao longo do tempo em função de diversas variáveis, designadamente da humidade do solo, da retenção superficial (charcas, poças de água) e da intensidade de precipitação, pelo que possivelmente no Inverno o referido limiar é menor, devido ao processo de evapotranspiração ser menos acentuado, ocorrer precipitação com maior frequência e por via disto a humidade do solo ser elevada; no Verão este limiar tenderá a aumentar pelas razões opostas (Oliveira, 2004). Por sua vez, no que toca ao período de duração do escoamento directo, este é função das características da bacia hidrográfica, nomeadamente do tipo de solo existente, declive, área drenada, entre outros; a referida duração é inferida a partir da análise detalhada dos hidrogramas.

De modo a perceber-se como é efectuada a aplicação do referido método em termos práticos, apresenta-se o exemplo dado em Shirmohammadi *et al.* (1984), sendo os valores apresentados fictícios, com carácter meramente demonstrativo. Nesse exemplo admite-se como limiar mínimo para que ocorra escoamento directo, uma precipitação de valor igual a 5 mm e cuja duração é o tempo durante o qual decorre a chuvada, acrescido de dois dias. Tendo em consideração a Fig. 24, verifica-se que no dia 4 ocorre uma precipitação de 4 mm, mas uma vez que este valor é inferior ao limite mínimo, não se contempla a ocorrência de escoamento directo. No dia 6 sucede uma precipitação de 12 mm, valor superior aos 5 mm de limiar mínimo e, como tal, assume-se a ocorrência de escoamento directo nesse dia e nos dois dias subsequentes (o número de dias é obtido em função da área da bacia por aplicação da Eq. 1). O volume do escoamento directo é dado pela área acima da linha que une o escoamento superficial no final do dia 5 até ao dia 9; por sua vez o escoamento de base é dado pela área inferior. Para os dias 11, 12 e 13 o referido limiar de precipitação é excedido e como tal considera-se a ocorrência de escoamento directo entre os dias 11 e 15; o seu valor é obtido do mesmo modo que para a situação anterior, ou seja através da área acima da linha delineada entre o final do dia 10 e o início do dia 16. Outra situação é traduzida pela precipitação que ocorre nos dias 21 e 23, sendo que neste caso assume-se a existência de escoamento directo nos dias 21 a 25; como tal é traçada a linha após o dia 20 até ao dia 26, visto que o escoamento directo ocorre nos dois dias seguintes ao dia de chuva.



Fonte: Oliveira (2004)

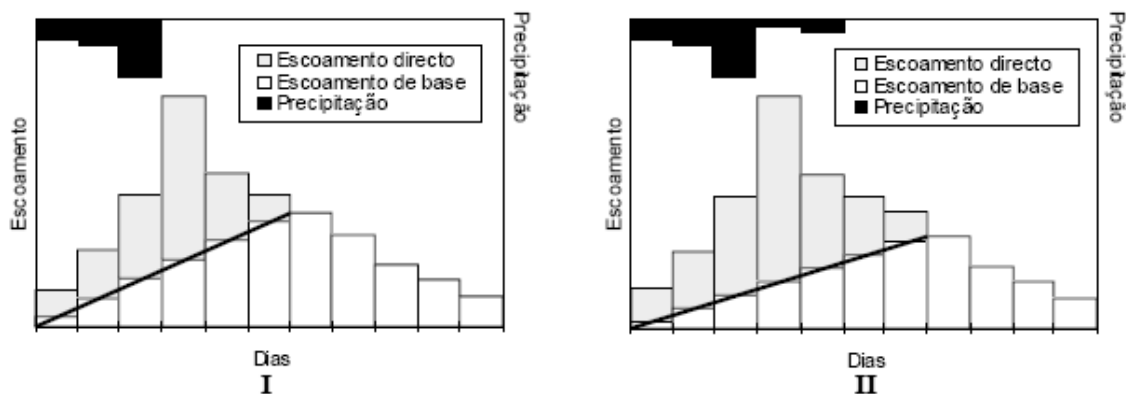
Fig. 24 - Representação esquemática do método da decomposição do escoamento total

Os métodos referidos foram incorporados no programa de computador Dechidr_VB.VBP com o objectivo de efectuar a decomposição do escoamento superficial em escoamento directo e de base.

3.1.4.4 O programa de computador Dechidr_VB.VBP

O programa de computador Dechidr_VB.VBP foi desenvolvido e apresentado em Oliveira (2001, 2004). Este programa tem como objectivo a decomposição do hidrograma, considerando a ocorrência de episódios distintos de precipitação/recarga (P/R). O método é aplicado individualizando o episódio e aplicando posteriormente a técnica geral de decomposição, estando a sua aplicação condicionada a alguns pressupostos (cf. Oliveira, 2004).

A técnica geral de decomposição segue o método apresentado em Shirmohammadi *et al.* (1984) referido na secção 3.1.4.3, considerando dois critérios distintos na definição do período durante o qual ocorre escoamento directo. O primeiro consiste em marcar uma linha, unindo a origem do hidrograma do episódio de escoamento em análise ao escoamento existente no início do dia $N+1$ (em que N é dado pela equação 1), após o pico do hidrograma (Fig. 25-I) ou após o final do episódio de precipitação (Fig. 25-II).



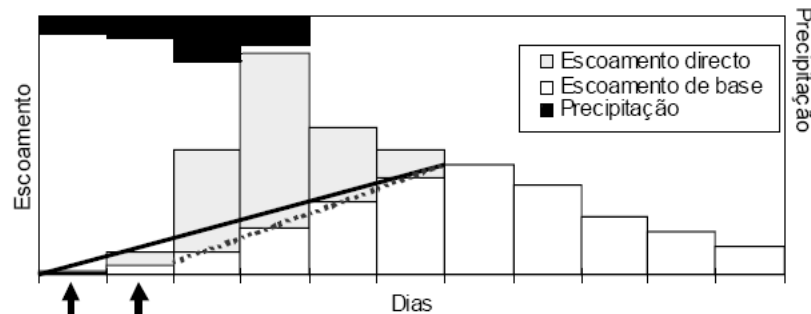
Fonte: Oliveira (2001)

Fig. 25 - Ilustração dos dois critérios considerados no programa Dechidr_VB.VBP na definição do período durante o qual se considera a existência de escoamento directo ($N=2$): I) o dia do pico do hidrograma; II) o último dia de chuva.

Dado que na demarcação da referida linha de separação entre o escoamento de base e o directo, o escoamento de base pode apresentar um valor superior ao escoamento verificado para esse dia, o algoritmo prevê a correcção do escoamento de base para metade do escoamento do dia e recalcula os escoamentos dos dias seguintes a partir do valor que foi corrigido (Fig. 26).

Sendo que num dia pode ter-se um esgotamento resultante de vários episódios de P/R que ocorreram anteriormente, o programa compreende um conjunto de procedimentos que permitem a identificação e individualização de tais distintos episódios (Oliveira, 2001). Tal individualização é feita sequencialmente, considerando a série de dados de entrada (data, escoamento, precipitação). Assim durante a análise de um episódio P/R, considera-se que se está perante um novo episódio quando:

- o valor do escoamento é superior ou igual ao do dia anterior e o do dia anterior é inferior ao registado dois dias antes;
- o escoamento é superior ao do dia anterior e o do dia anterior é igual ao registado dois dias antes.



Fonte: Oliveira (2001)

Fig. 26 - Correção do escoamento de base para os casos em que no período de crescimento o escoamento de base calculado é superior ao escoamento, através da consideração de que o escoamento directo é metade do escoamento nos dias indicados e é recalculado pelo procedimento normal para os restantes dias.

É ainda de salientar que o início de um novo episódio só é válido na condição de se registar precipitação superior a uma precipitação mínima, quando da subida do escoamento, correspondendo esse mínimo à precipitação necessária para que ocorra escoamento directo. Na situação de não ser considerado um novo episódio, o procedimento continua até que se verifiquem as premissas anteriormente referidas. Sendo que em alguns casos é difícil calcular a precipitação e noutros ocorre aumento do escoamento superficial sem que tenha sido estimada precipitação na bacia, o programa permite também a realização da decomposição do hidrograma sem se impor a existência de precipitação (Oliveira, 2004).

Tendo-se identificado a ocorrência de um novo episódio, o passo seguinte passa por determinar o coeficiente de esgotamento α do episódio anterior, pelo melhor ajustamento da curva exponencial negativa traduzida pela Eq. 2; esta operação é descrita em Oliveira (2001, 2004). Após o cálculo do referido coeficiente, é efectuada uma verificação do balanço de massa, determinando-se a quantidade de precipitação que contribui para o episódio e a quantidade de escoamento existente nesse episódio. No caso do escoamento do episódio ser superior à precipitação, um novo coeficiente α é determinado de modo a verificar-se a igualdade entre o escoamento e a precipitação ocorrida.

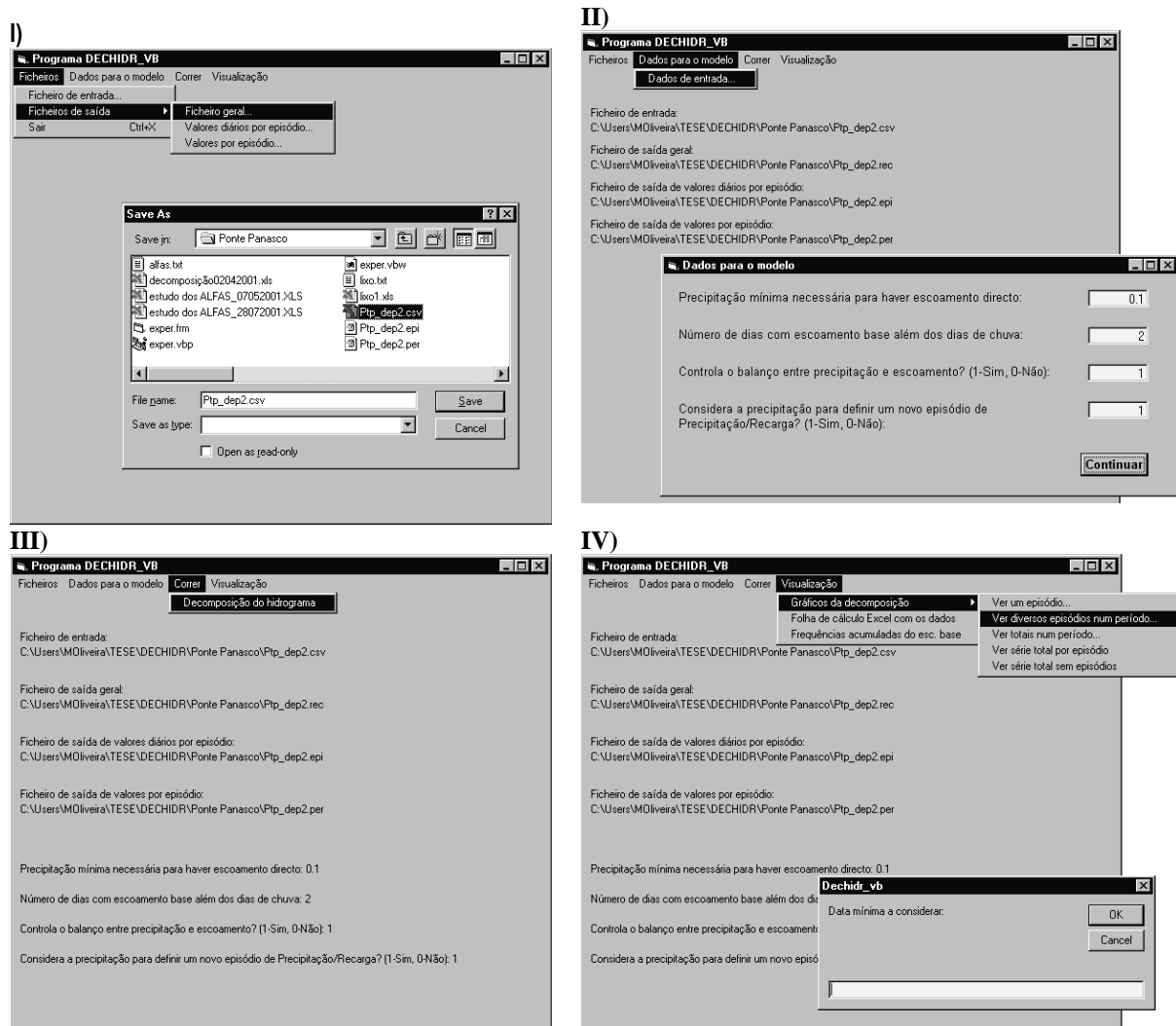
O último passo consiste em determinar o escoamento do episódio anterior que ocorre nos dias seguintes ao início do novo episódio, tendo em consideração a equação que traduz matematicamente a curva de esgotamento (Eq. 2) e o coeficiente de esgotamento determinado antes. Para este cálculo assume-se, na concepção do Dechidr_VB.VBP, que o escoamento relativo ao episódio anterior é calculado até ao dia em que o seu valor atinge um mínimo de 0,01 mm/d. Para uma compreensão mais detalhada deste procedimento consulte-se Oliveira *et al.* (1997) ou Oliveira (2001, 2004).

A interface principal do programa Dechidr_VB.VBP possui quatro menus distintos, permitindo a introdução das séries de dados a utilizar na decomposição do hidrograma, a definição de parâmetros a considerar durante a corrida, a corrida do programa e a visualização dos resultados (Fig. 27). Através do menu **Ficheiros** é possível definir o nome do ficheiro de entrada que contém as séries de dados relativos ao escoamento e à precipitação. Este é um ficheiro ASCII contendo três colunas em que os valores se separam por vírgulas, sendo a primeira coluna referente à data (por ordem crescente e formato utilizado pelo *Microsoft Excel*), a segunda contém o escoamento superficial (mm/dia) e a terceira contém a precipitação média da bacia (mm/dia).

Permite também definir os três ficheiros de saída em formato ASCII, em que um deles conterá informação geral, como as diversas mensagens do programa e os resultados de decomposição. O segundo ficheiro conterá os resultados diários da decomposição por episódio e o terceiro ficheiro conterá os resultados totais por episódio a apresentar em dez colunas, cada uma delas referente a um parâmetro (e.g. número da ordem do episódio, data de início da precipitação; coeficiente de esgotamento; total do escoamento superficial do episódio, entre outros).

O menu **Dados para o modelo** permite a definição de dois dos parâmetros necessários para a corrida do modelo: (1) a precipitação mínima necessária para que ocorra escoamento e (2) o número de dias em que se verifica a existência de escoamento directo além dos dias de chuva. Neste menu dá-se também a indicação se se controla o balanço entre a precipitação e o escoamento e se se considera a ocorrência de precipitação na definição da ocorrência de um novo episódio. No menu **Correr**, são efectuados os cálculos e os resultados da decomposição do escoamento, gravados nos três ficheiros de saída anteriormente referidos.

Os resultados obtidos podem ser visualizados na forma de gráficos e tabelas (produzidos no *Microsoft Excel*), sendo esta opção possível através do menu **Visualização**. As opções dos dados a apresentar sobre a forma de gráfico é diversa, permitindo visualizar: (1) a decomposição de um único episódio definido pelo utilizador; (2) a decomposição de vários episódios que ocorrem num período definido pelo utilizador; (3) a decomposição num determinado período sem a identificação dos diferentes episódios; (4) a decomposição de todos os episódios para toda a série; (5) e os totais resultantes da decomposição de toda a série. Possibilita também a construção de um gráfico que reflecte o número de casos em que o escoamento base é inferior ou superior a um determinado valor, expressando tal resultado em frequências relativas acumuladas e em dias por ano.



Fonte: Oliveira (2004)

Fig. 27 - Interfaces do programa de decomposição do escoamento Dechidr_VB.VBP onde é possível visualizar: I) introdução dos nomes dos ficheiros contendo os dados de entrada e de saída; II) parâmetros a considerar na corrida do modelo; III) corrida do modelo; e IV) visualização dos resultados.

3.1.4.5 O degelo e sua consideração na decomposição das componentes do escoamento superficial

A neve e as acumulações de gelo são também outro dos componentes do ciclo hidrológico, que afectam tanto o escoamento superficial como a recarga. Poder-se-á encarar a componente sólida do ciclo da água como uma fonte potencial, retardada, de recarga e/ou de escoamento superficial das regiões montanhosas e dos vales a jusante das mesmas. Sendo que muitos dos fogos ocorrem em áreas montanhosas, no centro e Norte do País, que nalguns casos estão sujeitas a ciclos de gelo e degelo, é de compreender a importância do estudo do degelo no escoamento superficial, em particular se enquadrado no âmbito dos impactes dos fogos sobre os recursos hídricos. Esta importância torna-se mais nítida se se considerar o âmbito mais alargado das alterações climáticas e das tendências que estas mostram respectivamente sobre a redução dos cobertos de gelos e neves e o aumento das incidências

dos fogos.

3.1.4.5.1 Introdução

Em regiões sujeitas à ocorrência de precipitação sob a forma de neve é importante referir alguns aspectos associados ao degelo e analisar o referido processo na separação das componentes do escoamento superficial. A neve e a cobertura formada representam uma importante origem de água aquando do seu degelo, representando uma fonte de recarga dos aquíferos e de restabelecimento das reservas de água superficiais; o degelo tende a ocorrer nos meses de Primavera, com os picos de escoamento a serem mais expressivos nos meses de Abril a meados de Julho (Pike, 2003).

É de salientar que situações de degelo excessivo podem conduzir à ocorrência de cheias, contrastando com as situações de seca que poderão ocorrer ou verem os seus efeitos estimulados no caso dum degelo insuficiente. Com efeito, é apontado por diversos estudos que a existência de condições que levem à ocorrência e acumulação de neve têm consequências hidrológicas significativas, designadamente na diminuição da capacidade de infiltração e, em consequência, da recarga em áreas onde se verifica o congelamento do solo (Hinzman *et al.*, 1993; Dingman, 1970; Roulet e Woo, 1988; Woo e Steer, 1983; citados por McNamara *et al.*, 1997).

O degelo pode, em diferentes graus, alterar o padrão observado nos hidrogramas. Na medida em que determinadas propriedades químicas da água no estado sólido vão sendo alteradas ao longo do período de degelo, é comum a utilização de traçadores para identificar a origem e os caminhos preferenciais da água numa determinada bacia (Sueker *et al.*, 2000, citado por Yarrow e Oliveira, 2006). Contrariamente às técnicas de separação anteriormente descritas, baseadas na decomposição gráfica dos hidrogramas e/ou na análise da curva de esgotamento, algumas das técnicas mais recentes, que recorrem à mencionada utilização de traçadores (e.g. $\delta^{18}\text{O}$, trítio) e condutividade eléctrica entre outros, permitem a separação dos hidrogramas nas suas componentes. De um modo mais concreto, modelos mistos de duas componentes são utilizados para a decomposição do escoamento superficial em “água antiga” e “água recente”, assumindo que as diferentes origens do escoamento têm assinaturas químicas ou isotópicas distintas, em que o termo “água antiga” se refere à água existente na bacia anteriormente ao evento de precipitação ou degelo (e.g. humidade do solo, água de origem subterrânea) e a “água recente” corresponde à água que resulta do evento de precipitação ou degelo. Este modelo de duas componentes pode ser expandido de modo a contemplar, no escoamento de base, a contribuição de água com origens mais profundas (McNamara *et al.*, 1997).

Considerando o modelo misto de duas componentes e tomando como exemplo a selecção do isótopo $\delta^{18}\text{O}$, partindo do princípio que a composição isotópica da água antiga ($\delta^{18}\text{O}_{\text{ant}}$) e da água que resulta do evento ($\delta^{18}\text{O}_{\text{rec}}$) é conhecida num dado instante de tempo, e que nesse mesmo instante a água de determinado curso é uma mistura de ambas, a

composição em $\delta^{18}\text{O}$ do curso de água ($\delta^{18}\text{O}_{\text{la}}$) é dado por (Taylor et. al., 2002):

$$\delta^{18}\text{O}_{\text{la}} = x \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{rec}} + (1 - x) \cdot \delta^{18}\text{O}_{\text{ant}} \quad \text{Eq. 6}$$

em que x é a fracção da água recente num determinado instante durante o evento e, de acordo com a expressão anterior, pode ser expressa da seguinte forma:

$$x = \frac{\delta^{18}\text{O}_{\text{la}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{ant}}}{\delta^{18}\text{O}_{\text{rec}} - \delta^{18}\text{O}_{\text{ant}}} \quad \text{Eq. 7}$$

Para que as expressões anteriores sejam válidas durante um hidrograma inerente a um episódio ou evento de precipitação ou degelo, é necessário que tanto $\delta^{18}\text{O}_{\text{ant}}$ como $\delta^{18}\text{O}_{\text{rec}}$ se mantenham constantes no tempo, de modo a que uma alteração em $\delta^{18}\text{O}_{\text{la}}$ possa somente ser atribuída a uma variação de x , e assim permitir a sua consideração na decomposição das componentes do escoamento superficial.

3.1.4.5.2 Balanço energético

Na medida em que muitas das vezes a monitorização de elementos traçadores nas bacias hidrográficas é nula e/ou a aplicação de análises nucleares se torna demasiado dispendiosa face a alguns objectivos de estudo, é também considerada a aplicação de modelos simples de balanço energético com o objectivo de estimar o escoamento produzido pelo degelo, referindo-se seguidamente o modelo proposto pelo *United States Army Corps of Engineers – USACE* (1998).

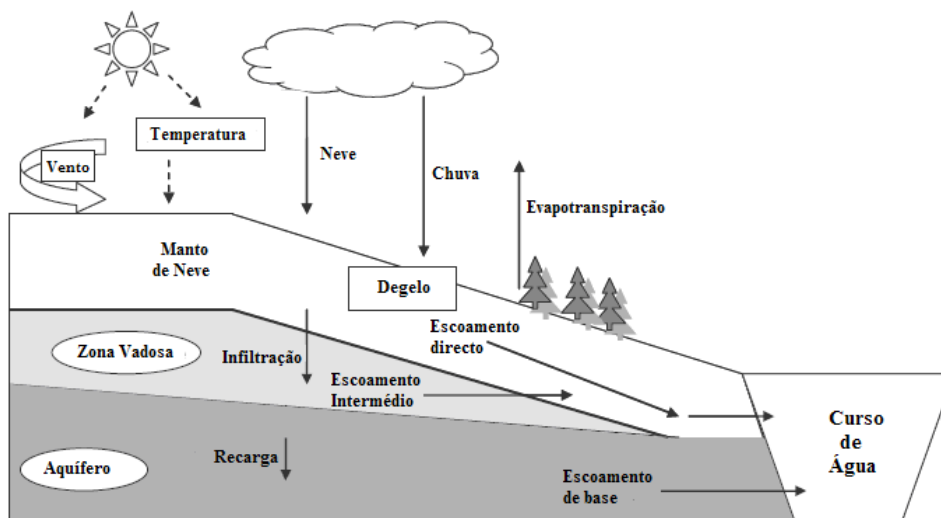
Segundo o USACE (1998), a conversão da água do estado sólido (gelo) para o estado líquido requer a existência de energia, estando o processo de degelo intrinsecamente ligado ao modo como o fluxo e armazenamento de energia se dá para o manto de neve e se propaga no interior deste. As fontes de energia que podem induzir e condicionam o degelo são diversas, e incluem o balanço das radiações de curto e longo comprimento de onda (λ_{sh} e λ_{lg} , respectivamente), energia convectiva do ar (EG_{ar}), energia resultante da condensação do vapor (energia latente - EG_{vap}), energia que se propaga pelo solo por processos de condução térmica (EG_s), assim como a energia proveniente da chuva (EG_p). O balanço entre as fontes indicadas dita a energia total disponível para o degelo (EG) e pode ser descrito pela seguinte expressão:

$$EG = \lambda_{sh} + \lambda_{lg} + EG_{ar} + EG_{vap} + EG_s + EG_p - \Delta EG_i \quad \text{Eq. 8}$$

em que ΔEG_i representa a variação da energia interna armazenada por unidade de área do manto de neve e pode ser composta pela quantidade de energia necessária para derreter a porção de gelo contido no manto de neve, congelar a água na fase líquida presente na neve e alterar a temperatura da neve. Assim, nos períodos de aquecimento, o fluxo de calor desloca-se no sentido do manto de neve, enquanto nos períodos de arrefecimento o calor desloca-se no sentido inverso, donde a energia disponível para o degelo possui um carácter

dinâmico, variando em função da magnitude das entradas de energia para o manto de neve.

De acordo com o balanço energético traduzido pela Eq. 8 e suas formulações teóricas (cf. USACE, 1998), cujos processos se encontram de certo modo ilustrados na Fig. 28, e com base em dados experimentais resultantes de diversos estudos, foi possível desenvolver e generalizar equações para contabilizar o degelo e o volume de escoamento produzido. À água no estado líquido resultante do degelo torna-se, como se de precipitação se tratasse, aplicáveis as técnicas de decomposição do hidrograma descritas atrás. Tais equações são muitas vezes simplificadas com base nas condições meteorológicas ou do coberto florestal da região, de modo a tornar prática a sua aplicação (Yarrow e Oliveira, 2006).



Fonte: Yarrow e Oliveira (2006)

Fig. 28 - Representação esquemática dos principais processos relacionados com o degelo.

Um conjunto de equações simplificadas que permite avaliar o volume de escoamento produzido em determinada bacia é apresentado em USACE (1998), contemplando a ocorrência do processo de degelo de duas formas distintas: (1) o degelo com ocorrência de precipitação sobre o manto de neve (rain-on-snow); e (2) o degelo em condições sem precipitação (rain-free). Para cada uma das formas de degelo mencionadas existe um conjunto de equações distinto, dependentes do tipo e percentagem de coberto vegetal existente nas diferentes áreas da bacia em análise.

Yarrow e Oliveira (2006), estabelecem coeficientes de ponderação que podem ser utilizados na definição da percentagem de copado de uma determinada bacia ou área (Quadro 11), com o objectivo de seleccionar a classe de densidade ou seja, de modo a seleccionar a equação a aplicar na determinação do escoamento resultante do degelo. Os referidos coeficientes ou pesos são aplicados em função da comunidade fitossociológica existente nas diversas manchas presentes na área de estudo, resultando assim num valor ponderado para a percentagem de copado, que tem por base a área ocupada por cada uma dessas manchas.

Quadro 11 – Coeficiente de ponderação utilizado para a definição da classe de densidade vegetal, para algumas situações de coberto vegetal

Coberto	Coeficiente de ponderação
Florestas densas	1
Florestas semi-densas	0,7
Florestas Abertas	0,4
Pinhal	0,8
Vegetação arbustiva semi-densa (e.g. Maquis)	0,3
Vegetação arbustiva aberta (e.g. Garrigue)	0,2
Rocha nua e pastagens	0

Fonte: Yarrow e Oliveira (2006)

O cálculo do degelo em situações do tipo “**precipitação sobre o manto de neve**” representa uma das mais simples situações de aplicação das equações de balanço energético, uma vez que a radiação solar é menor e pode-se assumir que a atmosfera se encontra saturada. Assim há uma simplificação do cálculo dos processos convectivos e de condensação, apresentando-se duas equações para situações deste tipo, uma para aplicação a áreas abertas ou florestadas até 80% e outra para o caso de áreas densamente florestadas (Quadro 12). As considerações efectuadas no estabelecimento de tais equações e suas variáveis são abordadas em USACE (1998).

No caso de situações de degelo do tipo “**sem precipitação**”, o cálculo de volume de escoamento produzido em função do degelo deve contemplar a radiação solar (exceptuando-se situações em que se verifica uma densidade elevada do coberto florestal). Tal leva à necessidade de se considerar factores adicionais como o albedo e a nebulosidade, ao mesmo tempo que não se pode assumir que a massa de ar se encontra saturada, sendo como tal necessário também a consideração do ponto de orvalho.

Com base na informação referida anteriormente, verifica-se que algumas das variáveis ou parâmetros acima mencionados podem não se encontrar sob monitorização permanente e/ou a sua determinação não ser expedita, limitando assim a aplicabilidade do modelo em determinadas situações, designadamente aquando da consideração de degelo do tipo “sem precipitação” em áreas com um baixo coberto vegetal, em que o copado representa menos de 10% dessas áreas.

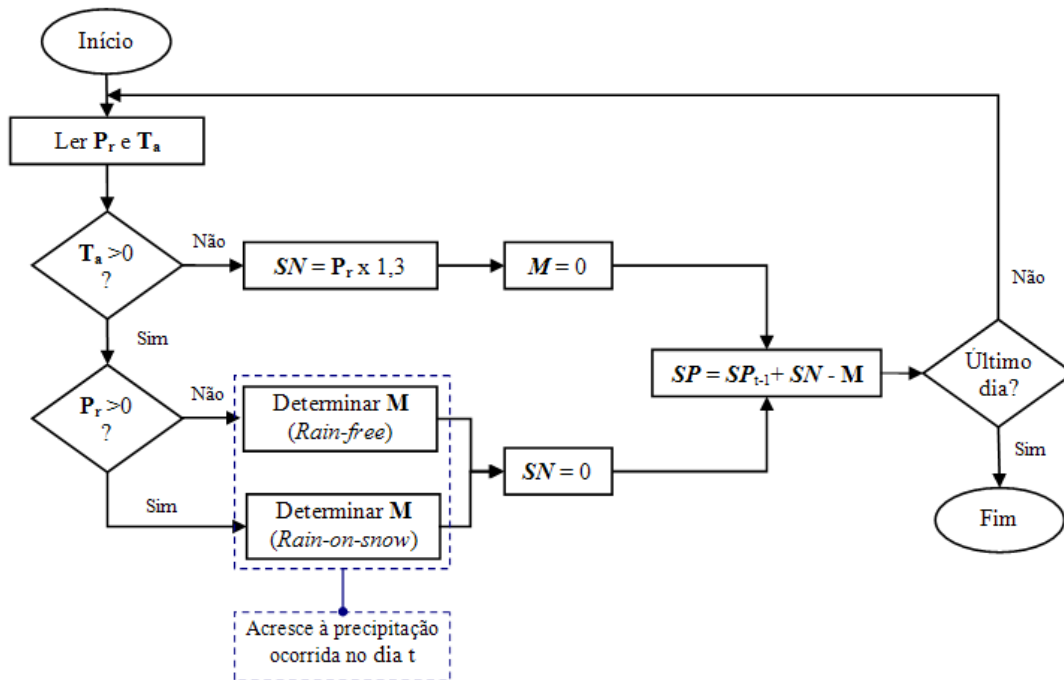
Quadro 12 – Equações generalizadas do modelo de degelo, com base nos balanços de energia, e que permitem quantificar o escoamento produzido em função de diferentes densidades de copado

Tipo de degelo	Classe	Equação	
Precipitação sobre o manto de neve	Aberta; parcialmente florestada e florestada (0-80%)	$M = (1,33 + 0,239 \cdot v \cdot V + 0,0126 \cdot P_r) \cdot T_a + 2,3$	Eq. 9
	Densamente florestada (>80%)	$M = (3,38 + 0,0126 \cdot P_r) \cdot T_a + 1,3$	Eq. 10
Sem precipitação	Aberta (<10%)	$M = \Lambda \cdot (1-F) \cdot (3,08 \cdot l_i) \cdot (1-a) + (1-N_b) \cdot (0,969 \cdot T'_a - 21,34) + N_b \cdot (1,33 \cdot T'_c) + v \cdot (0,239 \cdot V) \cdot (0,22 \cdot T'_a + 0,78 \cdot T'_d)$	Eq. 11
	Parcialmente florestadas (10-60%)	$M = \Lambda \cdot (1-F) \cdot (3,08 \cdot l_i) \cdot (1-a) + v \cdot (0,239 \cdot V) \cdot (0,22 \cdot T'_a + 0,78 \cdot T'_d) + F \cdot (1,33 \cdot T'_a)$	Eq. 12
	Florestada (60-80%)	$M = v \cdot (0,239 \cdot V) \cdot (0,22 \cdot T'_a + 0,78 \cdot T'_d) + F \cdot (1,33 \cdot T'_a)$	Eq. 13
	Densamente florestada (>80%)	$M = 3,38 \cdot (0,53 \cdot T'_a + 0,47 \cdot T'_d)$	Eq. 14
Variáveis e parâmetros		Observações	
Λ - factor de degelo por radiação de baixo comprimento de onda		O seu valor baliza-se geralmente entre 0,9 e 1,1, sendo adoptado o valor de 1,0 no caso de bacias ou áreas planas ou cujas vertentes a Norte e a Sul se encontrem relativamente balanceadas.	
v - coeficiente de exposição ao vento		O seu valor pode variar entre 0,3 e 1 em função da densidade do coberto florestal, sendo mais baixo no caso de florestas muito densas.	
a - albedo do manto de neve		É descrito por uma função de decaimento do tipo $a=e \cdot (f)^{N/g}$, em que N representa o número de dias passados desde o último evento de neve e e, f, g são parâmetros determinados laboratorialmente.	
F - copado florestal efectivo		Representa o valor médio da cobertura florestal da bacia ou área, expresso segundo uma fracção decimal.	
l_i - insolação (MJ/m ²)		-	
M - degelo (mm/dia)		-	
N_b - nebulosidade		Expressa em fracção decimal	
P_r - precipitação diária (mm/dia)		No caso de a precipitação ocorrer sob a forma de neve esta é subestimada e como tal ao valor medido deve ser aplicado um factor de 1,3 (Larson e Peck, 1974, citado por Yarrow e Oliveira, 2006).	
T_a - temperatura média do ar (°C)		Corresponde ao ar saturado, medida a uma altura de 3 m.	
T'_a - diferença entre a temperatura do ar (3 m) e a superfície do manto de neve (°C)		-	
T'_c - diferença entre a temperatura na base das nuvens e a temperatura à superfície do manto de neve (°C)		-	
T'_d - diferença entre a temperatura no ponto de orvalho e a temperatura à superfície do manto de neve (°C)		-	
V - velocidade do vento (km/h)		Medida a uma altitude de 15 m.	

Fonte: USACE (1998)

Yarrow e Oliveira (2006) aplicaram as referidas equações na determinação do escoamento induzido pelo degelo através da sua incorporação no *Microsoft Excel* de acordo com a metodologia traduzida pelo fluxograma representado na Fig. 29. Nesta metodologia, de

modo a não se introduzirem demasiadas incertezas (e.g. profundidade de neve e e/ou dinâmica do manto de neve), o volume de neve formado (SP) é contabilizado em termos de água equivalente (mm), determinando-se para as áreas em análise e com base nas condições de precipitação e temperatura, o volume de neve formado. A partir de uma equação de balanço diário, a evolução do manto de neve é estimada ao longo do tempo, sendo o degelo (M) dado pela aplicação de uma das equações anteriores.



adaptado de Yarrow e Oliveira (2006)

Fig. 29 - Modelo para a determinação da evolução do manto de neve (SP), numa base diária, a partir da neve formada (SN) e da quantificação do escoamento decorrente do degelo (M)

Na medida em que uma área ou bacia de estudo pode apresentar alguma heterogeneidade em relação a algumas das variáveis, esta área pode ser dividida em áreas mais pequenas e o degelo ser determinado para cada uma delas em função das suas características; isto pode exigir o uso de mais do que uma equação.

Alternativamente à metodologia anteriormente apresentada para o cálculo do degelo, este pode ser determinado com base num índice de temperatura, constituindo um método de aplicação mais simples, todavia importante em casos de escassez de dados face às variáveis necessárias para a aplicação do método anterior. A utilização desta simples abordagem consiste na estimativa do degelo por utilização da temperatura do ar como uma variável representativa de todas as fontes de energia, explicando o fenómeno mais de um ponto de vista estatístico do que físico, tendo por base a consideração de que a temperatura do ar é a variável preponderante nas equações do modelo anterior (cf. USACE, 1998).

Em regiões onde a precipitação na forma de neve tem um peso significativo na precipitação que aí ocorre, a não consideração do degelo na decomposição do hidrograma, pelos métodos anteriormente mencionados, pode conduzir a resultados que não reflectem a

realidade e conseqüentemente originar conclusões erróneas. Designadamente poderá sobrestimar-se a quantidade de escoamento de base decorrente de uma taxa de degelo mais ou menos constante ao longo do tempo, ao não permitir a consideração de novos eventos de escoamento directo. A decomposição do hidrograma em regiões com tais características, pode ser efectuada através da consideração do escoamento resultante do degelo como se de precipitação se tratasse, ou seja, o volume diário de água líquida resultante do degelo pode ser considerado como um evento de precipitação que deve ser adicionado ao volume de água referente à precipitação útil (Yarrow e Oliveira, 2006).

3.2 Avaliação dos impactos dos fogos em duas áreas de estudo: ribeira de Nisa e rio Zêzere

Neste subcapítulo vão apresentar-se os estudos realizados para avaliar o impacto dos fogos em duas áreas ardidas de Portugal Continental sobre o escoamento das águas superficiais em áreas ardidas de duas bacias hidrográficas e, indirectamente, sobre a recarga dos aquíferos nessas regiões.

3.2.1 Área ardida da bacia hidrográfica da ribeira de Nisa a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco

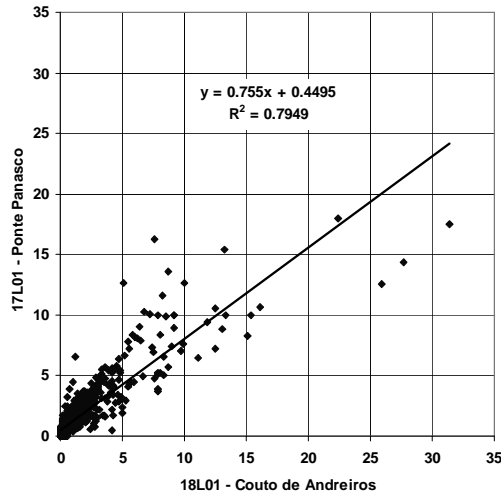
Neste subcapítulo avalia-se o impacto dos fogos sobre o escoamento superficial numa área pertencente à bacia da ribeira de Nisa.

3.2.1.1 Introdução

Pretende-se averiguar a existência de alterações ao ciclo hidrológico causadas pelo fogo ocorrido a 31 de Julho de 2003 na bacia a montante da estação hidrométrica de Ponte Panasco (17L/01H), designadamente alterações ao escoamento superficial e às suas componentes: o escoamento directo; e o escoamento de base. São descritos alguns dos procedimentos efectuados e dados utilizados, para a identificação de possíveis perturbações decorrentes da acção do fogo, assim como algumas das constatações efectuadas através da análise dos resultados.

A área de controlo a montante da estação hidrométrica de Couto de Andreiros (18L/01H) foi estabelecida pelo facto de esta bacia ser adjacente à bacia de Ponte Panasco e existir uma análise preliminar da monitorização do escoamento superficial entre as duas estações hidrométricas (Lobo Ferreira *et al.*, 2007). Esta análise consistiu no estudo da correlação entre os escoamentos diários expressos em altura (mm) para as duas estações (Fig. 30), considerando-se apenas o período comum de dados (01/10/1981 a 30/09/1990) e os dias em que se verificou para ambas as estações a existência de dados. Foram ainda excluídos da referida análise os dias 28-30/12/1981, relativos à estação de Ponte Panasco, por

apresentarem escoamentos anómalos. O coeficiente de correlação obtido foi de 0,89, podendo a relação por ele expressa permitir verificar a ocorrência de uma eventual alteração do escoamento, devido à ocorrência dos incêndios, utilizando os dados de escoamento anteriores e ulteriores ao fogo.



Fonte: Lobo Ferreira et al. (2007)

Fig. 30 - Relação entre o escoamento diário (mm) de Ponte Panasco e Couto de Andreiros

3.2.1.2 Dados de base considerados

Como dados de base foram considerados o escoamento superficial e a precipitação.

3.2.1.2.1 Escoamento superficial

A abordagem para avaliar a existência de impactes decorrentes da acção de incêndios sobre os processos do ciclo hidrológico passa pela comparação do escoamento superficial na área ardida com o escoamento que ocorre na área de controlo, e pela análise duma possível identificação de alterações na tendência do comportamento hidrológico em ambos os casos. Deste modo procedeu-se à compilação e tratamento dos dados do nível hidrométrico instantâneo (NIHIDI). Para a bacia de Ponte Panasco, para o período 21/04/2001 até 28/12/2006, calculou-se o escoamento na secção de controlo com base na curva de vazão para a estação 17L/01H (Quadro 13). Para os dados da estação da área de controlo (18L/01H – Couto de Andreiros) aplicou-se o mesmo procedimento aos dados relativos ao período de 12/07/2001 a 30/05/2007, obtendo-se o caudal instantâneo para cada um dos registos.

Dado que em Portugal existe um desfasamento de 15 horas relativamente às medições diárias de precipitação e do escoamento superficial, resultante do facto dos dados de precipitação para um determinado dia reportarem à precipitação ocorrida no período desde as 09h do dia anterior até às 9h do próprio dia, procedeu-se ao cálculo do caudal médio diário, a partir dos valores horários, utilizando os mesmos pressupostos que para a precipitação, ou seja determinou-se o QMD para um determinado dia utilizando os dados das 9 h do dia anterior até

às 9 h do próprio dia.

Quadro 13 – Curvas de vazão utilizadas na determinação do escoamento instantâneo (m^3/s) a partir do NIHIDI (m)

Bacia	Estação hidrométrica	Curva de vazão	h_{\min}	h_{\max}
Ponte Panasco	17L/01H	$Q = 5.92878 \times (h - 0.01721)^{2.07976}$	-	1.257
		$Q = 17.74226 \times (h - 0.64)^{1.34517}$	1.26	3
Couto de Andreiros	18L/01H	$Q = 13.7583 \times (h - 0.02)^{2.8397}$	-	2.5

Fonte: INAG

Nos dados de base relativamente ao escoamento superficial constatou-se a existência de algumas lacunas, designadamente no caso de Ponte Panasco, que impossibilitaram o cálculo do caudal médio diário nos dias 03 a 09 de Fevereiro de 2006, e no caso da estação de Couto de Andreiros nos dias 23 a 26 de Dezembro de 2002. Uma vez que os dados do escoamento diário em falta não eram demasiados, optou-se por preencher as referidas lacunas com base nas rectas de regressão linear resultantes do cruzamento dos dados de escoamento entre ambas as bacias estudadas, para o período entre 2001 e 2007, visto que a correlação entre os dados é razoável (Quadro 14).

Quadro 14 – Rectas de correlação utilizadas no preenchimento das lacunas de escoamento verificadas para cada uma das estações hidrométricas

Estação com lacunas a preencher (A)	Estação com registos (B)	Recta de correlação linear	Coef. de correlação linear (R)
17L/01H – Pte Panasco	18L/01H – Couto de Andreiros	$ESCA = 1,1074.ESCB + 0,1403$	0,89
18L/01H – Couto de Andreiros	17L/01H – Pte Panasco	$ESCA = 0,7117.ESCB - 0,0361$	0,89

Para além dos dados de escoamento superficial referidos anteriormente, encontram-se também disponíveis, para as referidas áreas, os valores de escoamento para o período 01/10/1981 a 30/09/1990, decorrente de estudos realizados por Oliveira *et al.* (1997) e Oliveira *et al.* (1999) e apresentados na Quadro 15.

Quadro 15 – Valores anuais de escoamento superficial para as bacias de Ponte Panasco e Couto de Andreiros para o período de 1981 a 1990

Ano hidrológico	Ponte Panasco (mm)	Couto de Andreiros (mm)
1981/82	203	120
1982/83	80	14
1983/84	324	270
1984/85	479	378
1985/86	194	144
1986/87	164	140
1987/88	425	314
1988/89	86	23
1989/90	291	292
Média	249	188

Fonte: Oliveira *et al.* (1999)

3.2.1.2.2 Precipitação

A análise da existência de possíveis alterações no escoamento e nos demais processos do ciclo hidrológico decorrente da acção do fogo, através da comparação do escoamento entre uma área ardida e outra não ardida, não pode ser efectuada sem a consideração da precipitação, visto que cada uma das áreas pode estar sob um regime pluviométrico semelhante ou distinto que pode variar, podendo conseqüentemente induzir alterações no escoamento e posteriormente esta alteração ser atribuída, de um modo erróneo, ao fogo.

A precipitação diária não é extrapolável espacialmente a partir de determinadas distâncias, pelo que a precipitação que se faz sentir num ponto para um determinado tempo pode ser díspar do verificado para um ponto localizado a uma curta distância do primeiro (e.g. 5 km). Por este facto foram seleccionados dois conjuntos de postos udométricos (Quadro 16), cada um deles com a finalidade de caracterizar a precipitação em cada uma das bacias correspondentes, permitindo assim passar de um conjunto de dados pontuais distribuídos no espaço, para um conjunto de valores médios representativos da precipitação média que ocorre em cada uma das bacias. Os postos udométricos foram seleccionados de modo a que a sua localização geográfica fosse próxima às áreas de interesse e cuja distribuição fosse uniforme e representativa da variação da precipitação entre cada par de postos (Fig. 31).

Foi seguida a metodologia indicada em Oliveira *et al.* (1997) e em Oliveira *et al.* (1999) no cálculo da precipitação média diária na bacia, considerando a série de dados relativa a cada um dos postos udométricos. Esta consistiu na utilização do programa de computador Precmed_vb2, que utiliza o algoritmo do inverso da distância ao quadrado para calcular o valor da precipitação média em toda a área (*cf.* Oliveira *et al.*, 1997).

Quadro 16 – Postos udométricos considerados na determinação da precipitação diária média na bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros

Ponte Panasco	Couto de Andreiros
17L/02 – Vale do Peso	17L/02 – Vale do Peso
17L/03 – Alpalhão	18L/01 – Alter do Chão
17M/01 – Castelo de Vide	19L/01 – Cabeço de Vide
17M/03 – Beirã	19M/01 – Monforte
-	19N/01 – Arronches

É de salientar que no referido cálculo e no caso da inexistência do valor de precipitação para um determinado dia, para uns ou mais postos udométricos, a precipitação média para a bacia é calculada utilizando somente os postos que possuem essa informação, não se tendo identificado no período de aplicação desta metodologia a sua inexistência em simultâneo para todos os postos.

A aplicação do programa Precmed_vb2 teve como parâmetros de entrada: (1) a precipitação média diária para cada um dos pontos, introduzida através de um ficheiro de texto que contém também o número de estações, suas coordenadas, o número de dias e precipitação correspondente; (2) a área da bacia hidrográfica, definida através de um ficheiro contendo as coordenadas M e P máximas e mínimas (em linhas distintas) e um conjunto de linhas constituídas por 1 e 0, onde 1 se refere à área pertencente à bacia e 0 à área não inserida na mesma, mas abrangida pelas coordenadas definidas inicialmente.

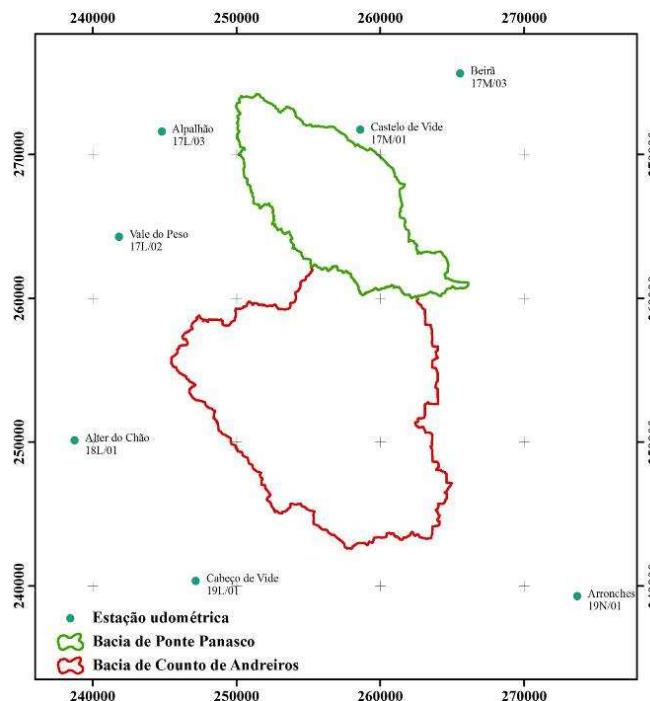


Fig. 31 - Postos udométricos utilizados na determinação da precipitação média em ambas as bacias.

O período considerado no cálculo da precipitação pelo método referido foi coincidente com a série de dados relativamente ao escoamento superficial inerente a cada uma das bacias, ou seja de 21/04/2001 até 28/12/2006 no caso de Ponte Panasco, e de 12/07/2001 a 30/05/2007 no caso de Couto de Andreiros. Os dados de precipitação foram igualmente extraídos do SNIRH. À semelhança da situação que se verifica para o escoamento superficial, encontram-se igualmente disponíveis os dados relativos à precipitação média determinada pelo método indicado para o período de 01/10/1980 a 30/09/1990, tanto numa base diária como para os diferentes anos hidrológicos (Quadro 17).

Quadro 17 – Valores anuais de precipitação para os diferentes anos hidrológicos entre 1981 e 1990 para a bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros

Ano hidrológico	Ponte Panasco (mm)	Couto de Andreiros (mm)
1981/82	726	668
1982/83	517	426
1983/84	994	899
1984/85	1066	934
1985/86	715	640
1986/87	701	633
1987/88	1020	910
1988/89	594	531
1989/1990	873	832
Média	801	719

Fonte: Oliveira *et al.* (1999)

3.2.1.3 Detecção de alteração no escoamento superficial

3.2.1.3.1 Curva de dupla acumulação dos escoamentos

Como é referido na secção 3.1.3.3, diversos estudos apontam para um aumento significativo do escoamento superficial aquando da comparação entre o escoamento monitorizado numa área ardida e outra não ardida, divergência motivada pela acção do fogo sobre o coberto vegetal, características e propriedades do solo e, conseqüentemente, sobre os processos hidrológicos.

A abordagem adoptada para a identificação de possíveis impactes resultantes da acção do fogo sobre o ciclo hidrológico passa também, no presente estudo, pela tentativa de identificação de divergências entre o escoamento superficial verificado na área ardida (Ponte Panasco) comparativamente à área de controlo (Couto de Andreiros). Para tal procedeu-se à análise da relação entre o escoamento superficial das duas bacias através da análise de uma curva de dupla acumulação, ou seja através do cruzamento gráfico dos valores acumulados de

escoamento superficial de cada uma das bacias (Fig. 32). Esta análise foi efectuada utilizando os valores diários do escoamento superficial referentes ao período de 12/07/2001 a 28/12/2006. Análises utilizando metodologias semelhantes foram feitas por Cosandey *et al.* (2004) e USGS (2004).

Constata-se, por esta análise, a existência de alterações no comportamento entre o escoamento das duas bacias, distinguindo-se dois pontos de rotura. O primeiro ocorre sensivelmente no fim do mês de Novembro de 2002, dando-se o segundo no período em que ocorreu o incêndio na bacia de Ponte Panasco (31 de Julho de 2003).

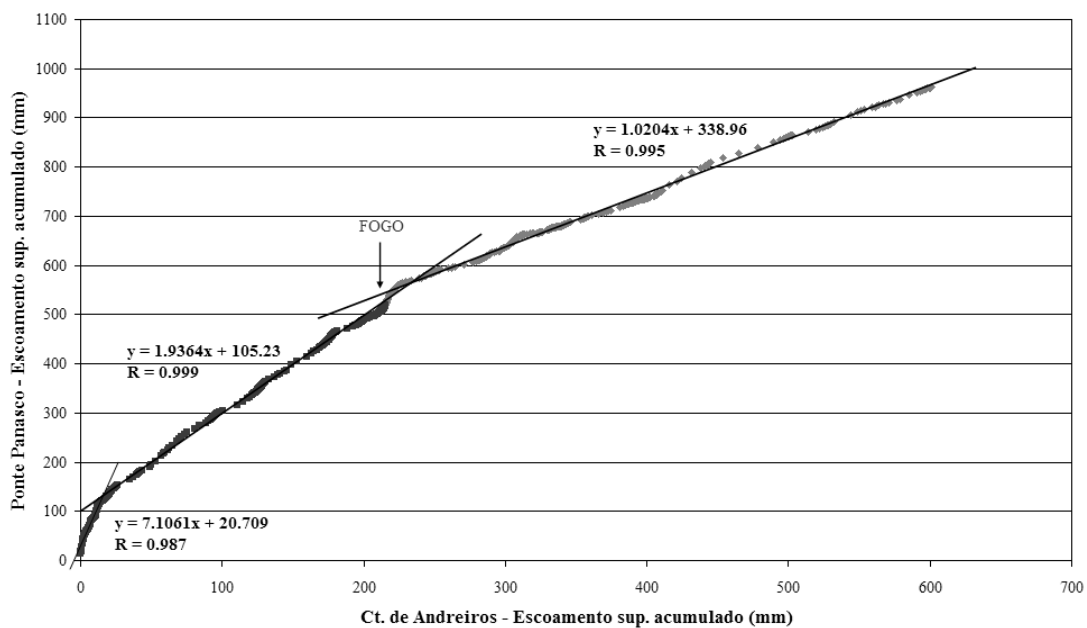


Fig. 32 - Curva de dupla acumulação para o escoamento superficial (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006

A ocorrência de uma alteração da relação entre o escoamento superficial das duas bacias parece numa primeira análise ser devido à ocorrência do fogo. Todavia a direcção da referida alteração não se deu do modo que era expectável de acordo com a literatura citada, ou seja no sentido do aumento do escoamento superficial em resultado das perturbações já evidenciadas anteriormente (e.g. diminuição das perdas por evapotranspiração, diminuição da interceptação e assimilação por partes do coberto vegetal, menor infiltração, entre outros), caracterizando-se antes a rotura da tendência por diminuição do rácio entre o escoamento de Ponte Panasco e o de Couto de Andreiros, como é possível constatar pelo declive associado a cada uma das rectas.

Tal comportamento poderá dever-se à interacção que o fogo exerce sobre os processos que regem o regime hídrico na bacia de Ponte Panasco, designadamente a infiltração; por exemplo, através de mecanismos como a fusão das partículas por acção do calor, aumentando a sua granulometria e os macroporos (Macedo e Sardinha, 1993), levando consequentemente ao aumento da taxa de infiltração. Por outro lado a alteração do rácio do escoamento entre as duas bacias pode dever-se a alterações que ocorreram não na bacia de Ponte Panasco, mas

sim motivadas por uma variação nas características da bacia de Couto de Andreiros; estas podem ser decorrentes de acções de índole antrópica – como o desbaste florestal ou a actividade agrícola (recorde-se que mais de 80% da área se encontra associado a este tipo de actividades) – ou à ocorrência das diversas situações em ambas as bacias, simultaneamente, exacerbando assim a magnitude da variação. Aos factores referidos acresce a hipótese da alteração do comportamento do escoamento entre as duas bacias dever-se também a mudanças no regime pluviométrico.

3.2.1.3.2 Análise de médias

Com vista a identificarem-se algumas evidências que possam apontar para a causa ou causas que estão na origem da alteração dos valores de escoamento entre as duas bacias, procedeu-se a uma análise de alguns parâmetros estatísticos básicos, como por exemplo a análise da média aritmética dos valores de escoamento antes e após o fogo. Com uma boa correlação dos escoamentos superficiais das duas bacias, tanto no período antecedente ao fogo ($R=0,907$) como no período posterior ($R=0,923$), verifica-se que o escoamento médio diário na bacia de Ponte Panasco diminui 47 %, de 0,68 mm/dia (antes do fogo) para 0,36 mm/dia (depois do fogo), contrastando com o aumento que se verifica na bacia de Couto de Andreiros, em que o escoamento médio diário aumenta cerca de 7%, passando de 0,29 mm/dia (antes do fogo) para 0,31 mm/dia (depois do fogo).

Tendo em consideração o mesmo período de tempo da análise anterior (12/07/2001 a 28/12/2006), constata-se que a precipitação segue igual tendência ao verificado para cada uma das bacias supracitadas. De facto, verificou-se um decréscimo do valor médio da precipitação para Ponte Panasco de 13%, passando-se de um valor médio de 1,85 mm/dia para 1,61 mm/dia. Em Couto de Andreiros a precipitação tinham valor médio de 1,46 mm/dia no período anterior à data do fogo, passando no período ulterior ao mesmo a apresentar um valor de 1,50 mm/dia (+3%).

Deste modo, verifica-se que a alteração da precipitação é consistente com as alterações verificadas no escoamento, podendo a mesma ser responsável pela tendência observada de diminuição do escoamento em Ponte Panasco e aumento verificado em Couto de Andreiros; por outro lado a diminuição da precipitação levou a uma minimização dos efeitos expectáveis por parte do fogo, ou, ao invés, à sua maximização se considerarmos que o fogo promoveu de algum modo a diminuição do escoamento. Tal situação ilustra uma dificuldade em distinguir os possíveis efeitos do fogo ocorrido dos impactes resultantes das variações climatológicas.

3.2.1.3.3 Curva de dupla acumulação das precipitações

Para se analisar a existência de alguma relação entre a primeira quebra no pendor da relação entre o escoamento acumulado para Ponte Panasco e Couto de Andreiros e a precipitação, procedeu-se à análise da dupla curva de acumulação relativa à precipitação (Fig. 33), para o mesmo período em que se efectuou a análise da dupla acumulação para o

escoamento superficial. De acordo com esta análise verifica-se a existência de uma nítida alteração no comportamento da precipitação entre as duas bacias, e que é coincidente com o período em que se verifica a ocorrência da quebra de Novembro de 2002 relativamente ao escoamento superficial; como tal, é possível que a alteração no escoamento se haja devido à alteração da precipitação.

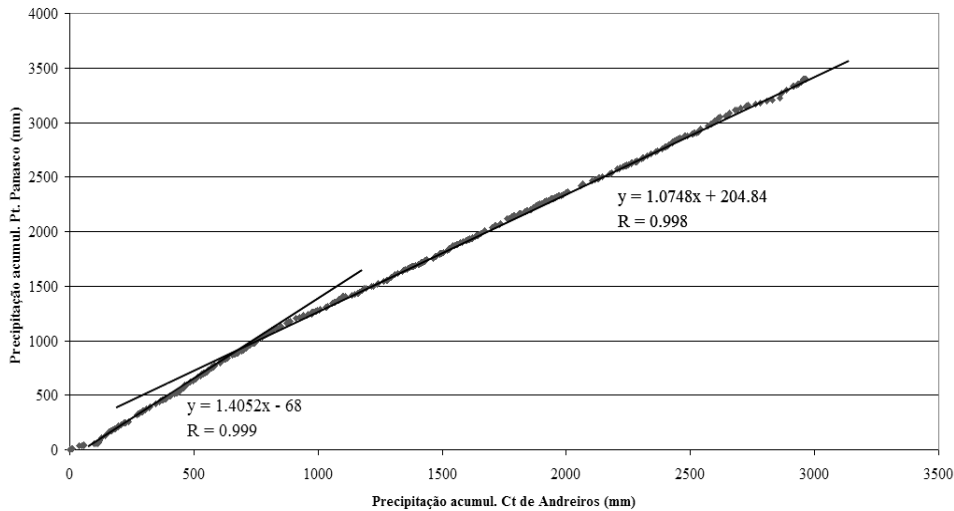


Fig. 33 - Curva de dupla acumulação para precipitação (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006.

A alteração da precipitação que ocorre antes e depois do fogo não é detectada através da dupla curva de acumulação, devido provavelmente a uma variação de menor magnitude face à que ocorreu em Novembro, apesar de se verificar uma alteração nos valores médios antes e após o fogo, como vimos antes. De modo a poder tecer-se alguma hipótese mais fundamentada se o fogo teve ou não influência nos processos hidrológicos, procedeu-se à análise da variação do escoamento superficial e da precipitação para os anos hidrológicos em que se verifica a disponibilidade de dados relativos a esses parâmetros. Sendo que o fogo ocorreu na bacia de Ponte Panasco a 31 de Julho de 2003, possíveis impactes do mesmo iriam reflectir-se no ano hidrológico 2003/2004, tendo-se verificado, como já evidenciado anteriormente, uma diminuição do escoamento em Ponte Panasco.

3.2.1.3.4 Análise por anos hidrológicos

Procedendo à análise do total de precipitação e escoamento entre o ano hidrológico após o fogo e os demais, nota-se, através da Fig. 34, que nos anos hidrológicos de 1982/83 e 1988/89 se verificam cenários de precipitação semelhantes ao ocorrido no ano de 2003/2004, com diferenças pouco significativas em relação a este último; no caso de 1988/89 os valores são ligeiramente superiores para ambas as bacias (máximo 10% em Ponte Panasco e 3% em Couto de Andreiros), com os restantes anos hidrológicos a situarem-se com um valor ligeiramente inferior. Assim, estes anos podem ser considerados anos de referência e isentos de perturbação por parte do fogo.

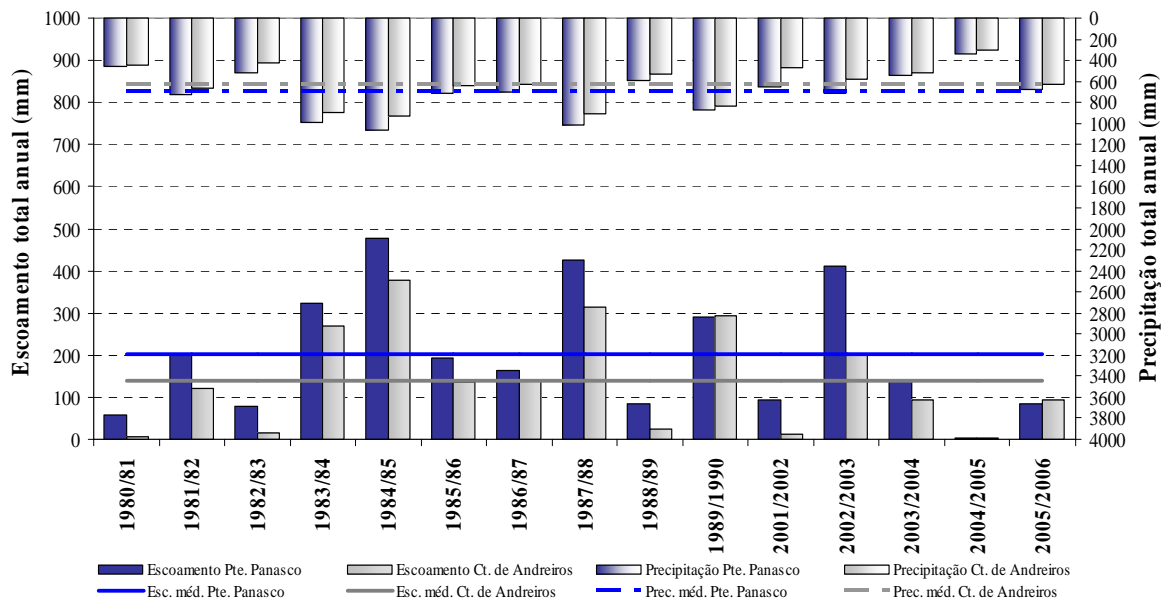


Fig. 34 - Valores de escoamento superficial e precipitação verificados para cada um dos anos hidrológicos indicados e seus valores médios, para a bacia de Ponte Panasco e Couto de Andreiros

Numa primeira análise verifica-se um maior valor do escoamento superficial total para a bacia de Ponte Panasco no ano hidrológico 2003/2004 face aos anos de referência; mais concretamente verifica-se um aumento de 60 mm (75,5%) face a 1982/83 e um aumento de 80 mm (63%) face ao ano hidrológico de 1988/89. O aumento do escoamento no ano de 2003/2004 face aos de referência pode ser efectivamente atribuído ao fogo, visto que se consideraram semelhantes condições de precipitação e se verificou o mencionado aumento; todavia verificou-se também um aumento ainda mais evidente do escoamento superficial na bacia de Couto de Andreiros (305% e 577% face ao ano hidrológico 1988/89 e 1982/83, respectivamente), o que evidencia que a subida no escoamento relativamente aos valores de referência pode dever-se provavelmente a: (1) outros factores que não o fogo e que podem ter afectado de modo simultâneo ambas as bacias, ou (2) o fogo ter sido de facto responsável pelo aumento verificado em Ponte Panasco e o aumento na bacia de Couto de Andreiros dever-se a outro factor, indeterminado.

Um desses factores de divergência, e já referido, poderia passar por uma alteração da ocupação ou uso do solo decorrente de diversas actividades de índole antropogénica (e.g. práticas agrícolas, desbaste florestal, entre outros) e naturais. Sublinhe-se por exemplo a ausência de dados para a década de noventa que não permite confirmar ou excluir a existência de uma eventual subida gradual do escoamento da bacia em Couto de Andreiros face a Ponte Panasco. Apesar da baixa dinâmica sócio-económica que se verifica na região da bacia de Couto de Andreiros sugerir que não há uma alteração significativa à priori, esta possibilidade poderá ser avaliada por recurso à utilização de ortofotomapas, permitindo concluir da existência ou não de alterações à ocupação do solo capazes de induzir uma alteração no comportamento hidrológico de Couto de Andreiros.

A inexistência de dados de escoamento e precipitação para a década de 90 limita a análise das bacias em estudo, na medida em que tal disponibilidade poderia auxiliar no

estabelecimento de se as alterações identificadas se deveram efectivamente ao fogo ou foram efeito de fenómenos sazonais.

3.2.1.3.5 Análise por meses

Outra dificuldade prende-se com o facto da precipitação relativa ao segundo ano hidrológico após o fogo (2004/2005) ter sido inferior à média, concentrando-se maioritariamente no mês de Outubro o volume de água precipitado (Fig. 35), observando-se um escoamento superficial reduzido tanto no caso de Ponte Panasco como na bacia de Couto de Andreiros; isto não permite identificar possíveis impactes induzidos pelo fogo e consequentemente impossibilita tecer qualquer afirmação conclusiva se este teve ou não alguma influência no comportamento do escoamento verificado para a bacia de Ponte Panasco no referido ano.

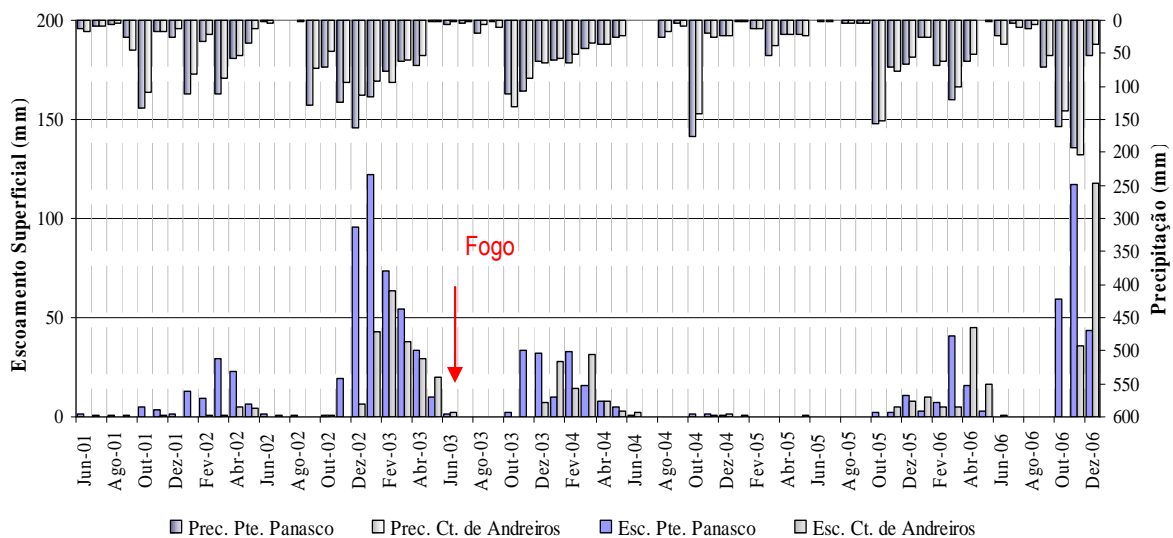


Fig. 35 - Valores de escoamento superficial e precipitação verificados para os diferentes meses indicados, para a bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros

Os dados relativos ao ano 2004/2005 representados na Fig. 35 permitiram inferir que para a precipitação induzir um incremento notório no escoamento superficial, seria necessário que o volume de precipitação ocorrida ou acumulada fosse de aproximadamente 200 mm no caso de Ponte Panasco, e aproximadamente 150 mm no caso de Couto de Andreiros, salientando-se também que para além do volume total de precipitação ocorrida, a sua distribuição no tempo pode induzir distintos resultados no valor de escoamento entre as duas bacias. Contudo através da referida figura constata-se visualmente uma correlação entre a distribuição temporal da precipitação em ambas as bacias e como tal não se considera que esta situação seja explanatória do súbito aumento do escoamento para o ano 2003/2004 face aos anos de referência, nem explicativa da diminuição do escoamento face ao ano hidrológico anterior ao fogo.

Em suma, (1) tecendo a consideração hipotética que o fogo tenha sido responsável pelo aumento do escoamento superficial verificado na bacia de Ponte Panasco, inferido através da

comparação do escoamento superficial registado para o ano hidrológico 2003/2004 com o dos anos de referência em que se registaram semelhantes condições de precipitação, e considerando que os demais factores são negligenciáveis, (2) não se considera de qualquer modo que o fogo tenha sido indutor de alterações globais significativas, na medida em que a perturbação causada não reflecte uma situação anómala no escoamento (mesmo considerando o facto da precipitação ter sido menor), balizando-se o escoamento verificado para o ano hidrológico seguinte à data do fogo entre valores mínimos já registados anteriormente, e abaixo do valor médio verificado para os anos hidrológicos apresentados na Fig. 34.

A sustentar esta ideia surge o facto de por exemplo no ano hidrológico de 2005/2006 a precipitação ocorrida em Ponte Panasco (683 mm) ser semelhante à ocorrida em 2001/2002 (653 mm), com os volumes de escoamento superficial também próximos (84 mm no primeiro caso e 93 mm no segundo caso), o que evidencia que ao existir qualquer perturbação induzida pelo fogo, esta à partida se encontra dissipada e não perdurou no tempo. Também apontando neste sentido se encontram algumas evidências efectuadas pela deslocação ao terreno à data de 13/10/2005 por parte dos elementos inseridos neste Projecto, os quais evidenciaram que Ponte Panasco já não apresentava à referida data sinais característicos de áreas ardidadas (Lobo Ferreira *et al.*, 2007).

3.2.1.4 Detecção de alteração do caudal de ponta

No que respeita ao caudal de ponta verificou-se, através de diversos estudos efectuados e mencionados na literatura, que os fogos florestais conduzem ao incremento da magnitude dos caudais instantâneos em resultado das diversas perturbações físicas que o fogo causa, designadamente a redução do processo de intercepção (destruição do copado vegetal e folhada existente à superfície do solo) e a diminuição da infiltração, entre outros.

Para a área de estudo notou-se que os valores de escoamento máximo diário após o fogo, não atingiam ou ultrapassavam os valores máximos verificados para o ano hidrológico 2002/03 (Fig. 36). Todavia verificou-se que para a bacia ardidada de Ponte Panasco, os primeiros episódios de escoamento superficial a seguir ao fogo (ano hidrológico 2003/04) apresentaram valores de escoamentos máximos diários superiores aos verificados para o mesmo período nos dois anos hidrológicos anteriores.

A título de exemplo, verificou-se através da comparação de um dos episódios de precipitação diária mais significativa que ocorreu nos primeiros meses do ano hidrológico logo após o fogo, que um volume de precipitação de aproximadamente 22 mm (15/11/2003) deu origem a um escoamento instantâneo máximo diário de cerca de 19 m³/s, enquanto que para semelhante período do ano hidrológico anterior (2002/03) e para um episódio de precipitação com uma intensidade de aproximadamente 26 mm, se registou um escoamento instantâneo máximo diário de 3 m³/s, apesar de ter já decorrido anteriormente um maior número de dias com precipitação (Fig. 36).

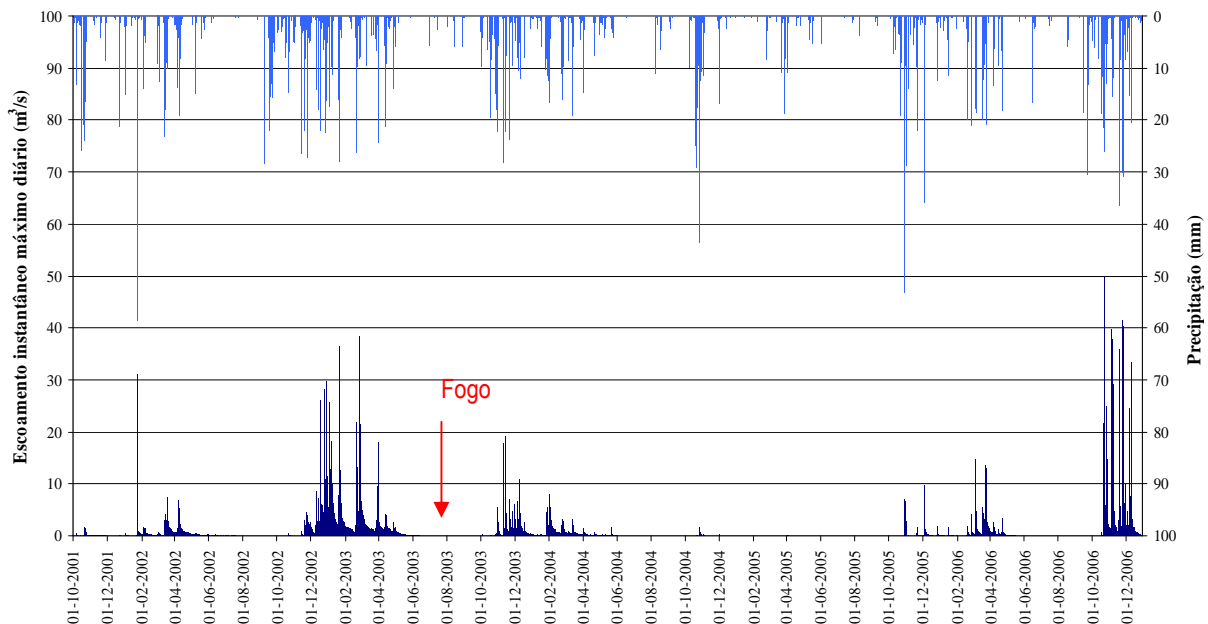


Fig. 36 - Escoamento instantâneo máximo diário verificado antes e após o fogo na bacia de Ponte Panasco e precipitação diária correspondente

Sensivelmente após o mês de Dezembro dá-se um comportamento distinto do atrás referido, em que para episódios de precipitação semelhantes tem-se um escoamento inferior no período pós fogo, evidenciando os impactes da destruição do coberto vegetal e/ou possíveis alterações nas características do solo por parte fogo. Nota-se também que para o ano hidrológico após o fogo, e com a continuação dos eventos de precipitação, os valores de escoamento instantâneo foram diminuindo para valores de precipitação semelhantes; isto poderá ser devido à alteração das condições de hidrofobia, criadas pelo fogo, à medida que o teor de humidade no solo aumentava, facilitando o processo de infiltração. Uma mais célere resposta do escoamento face à precipitação é também manifestada no início do ano hidrológico 2005/06, muito possivelmente ainda por efeito do fogo, sendo de salientar que os resultados e constatações efectuadas se encontram limitados pela curta gama de dados antes e após o fogo, e como tal têm a si associados um determinado grau de incerteza.

3.2.1.5 Decomposição do escoamento superficial em escoamento directo e em escoamento de base

Apesar de não terem sido associadas alterações significativas do volume de escoamento superficial ao fogo, este pode ainda assim ser capaz de induzir alterações nas suas componentes, designadamente no escoamento directo e no escoamento de base. De modo a avaliar-se tal possibilidade procedeu-se à decomposição do hidrograma relativo aos dados de escoamento superficial e precipitação, para o período de 21/04/2001 a 28/12/2006 no caso de Ponte Panasco. Para se detectar eventuais divergências entre o comportamento da referida área e a bacia de Couto de Andreiros foi também efectuada a decomposição do hidrograma

desta área para o mesmo período.

A decomposição do escoamento superficial nas suas componentes de escoamento directo e de base foi efectuada através da aplicação do programa de computador Dechidr_VB.VBP descrito na secção 3.1.4.4. Para cada uma das bacias, este teve como parâmetros de entrada a data, valores do escoamento e precipitação, numa base diária e expressos em mm, e a duração do escoamento directo após a ponta cheia (N), traduzida em função da área da bacia através da Eq. 1. Sendo que no caso da bacia de Couto de Andreiros o valor de N obtido foi de 2,41, efectuou-se uma corrida do modelo considerando como parâmetro de entrada $N=2$, e outra $N=3$, correspondendo os valores da decomposição do escoamento para a bacia de Couto de Andreiros aos obtidos pela média aritmética de ambas as corridas.

3.2.1.6 Detecção de alterações no escoamento directo

3.2.1.6.1 Curva de dupla acumulação dos escoamentos directos

Efectuando uma análise através da dupla curva de acumulação relativa ao **escoamento directo** para Ponte Panasco e Couto de Andreiros (Fig. 37), obtidas por aplicação do modelo Dechidr_VB.VBP, verifica-se que esta tem um comportamento idêntico ao da análise análoga efectuada anteriormente para o escoamento superficial (Fig. 32); manifesta as mesmas quebras na relação do escoamento directo tal como no caso do escoamento superficial, e como tal as considerações hipotéticas apresentadas no último caso podem aplicar-se também na alteração do escoamento directo, designadamente na explicação da diminuição do rácio do escoamento directo observado entre Ponte Panasco e Couto de Andreiros diminuir por influência da precipitação, que sofre uma alteração na sua tendência, como vimos em período semelhante ao da ocorrência do fogo.

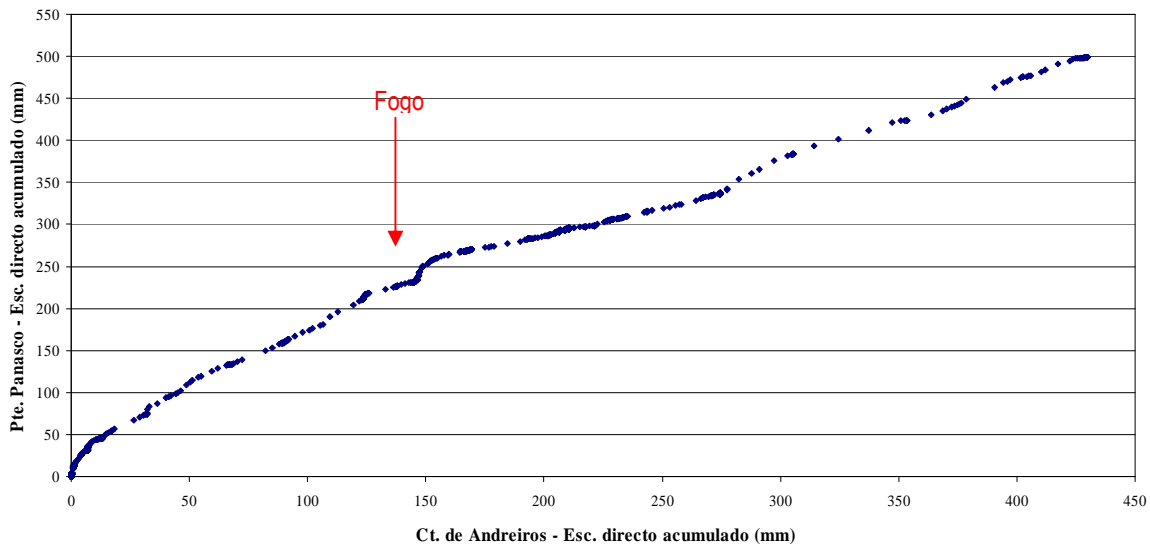


Fig. 37 - Curva de dupla acumulação para o escoamento directo (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006

3.2.1.6.2 Análise de médias

De um modo mais concreto, verifica-se para o escoamento directo um valor médio de 0,31 mm/dia para a bacia de Ponte Panasco e de aproximadamente 0,2 mm/dia para Couto de Andreiros, para o período antecedente ao fogo. No período posterior ao fogo este parâmetro regista valores de 0,21 mm/dia e 0,23 mm/dia, para Ponte Panasco e Couto de Andreiros, respectivamente; no primeiro caso tal corresponde a uma diminuição na ordem de cerca 32% e no segundo caso um aumento de 17%.

3.2.1.6.3 Análise dos primeiros meses do ano hidrológico

Para aferir se o fogo teve algum papel significativo nesta alteração de comportamento, para além da variação da precipitação, em que a bacia de Ponte Panasco passou a ter um menor escoamento directo diário médio face a Couto de Andreiros, procedeu-se ao cruzamento do escoamento directo mensal entre as duas bacias (Fig. 38).

Através da referida figura, constata-se visualmente a diminuição do escoamento directo tanto para a bacia de Ponte Panasco como de Couto de Andreiros nos meses hidrológicos logo após o fogo, em resultado provável da diminuição da precipitação face ao ano anterior. No ano hidrológico em que ocorreu o incêndio (2002/2003), verifica-se uma clara correlação no comportamento do escoamento directo entre as duas bacias, correlação esta ligeiramente perturbada nos primeiros meses do ano hidrológico seguinte, sendo posteriormente restabelecida.

Considerando o volume total de precipitação que ocorre nos meses posteriores ao fogo, em Outubro e Novembro (219 mm), com a precipitação ocorrida em igual período do ano

hidrológico anterior (195 mm), verifica-se para os referidos meses um incremento no escoamento directo ligeiramente acima dos 100%, aumentando de 10,6 mm para 22,7 mm. Para a bacia de controlo a precipitação ocorrida nos mesmos dois meses após o fogo foi de 219 mm, contra os 121 mm ocorridos em igual período do ano hidrológico anterior; todavia o aumento do escoamento directo foi apenas de 32%, passando de 4,9 mm para 6,5 mm. Esta divergência pode ser atribuída ao fogo, em resultado por exemplo da destruição da vegetação, levando à diminuição da existência de obstáculos ao escoamento à superfície do solo, assim como a uma maior disponibilidade de água por diminuição da assimilação e transpiração por parte da vegetação, entre outros aspectos; porém, como foi já mencionado, a curta gama de dados disponibilizados limita de certo modo o espectro da análise.

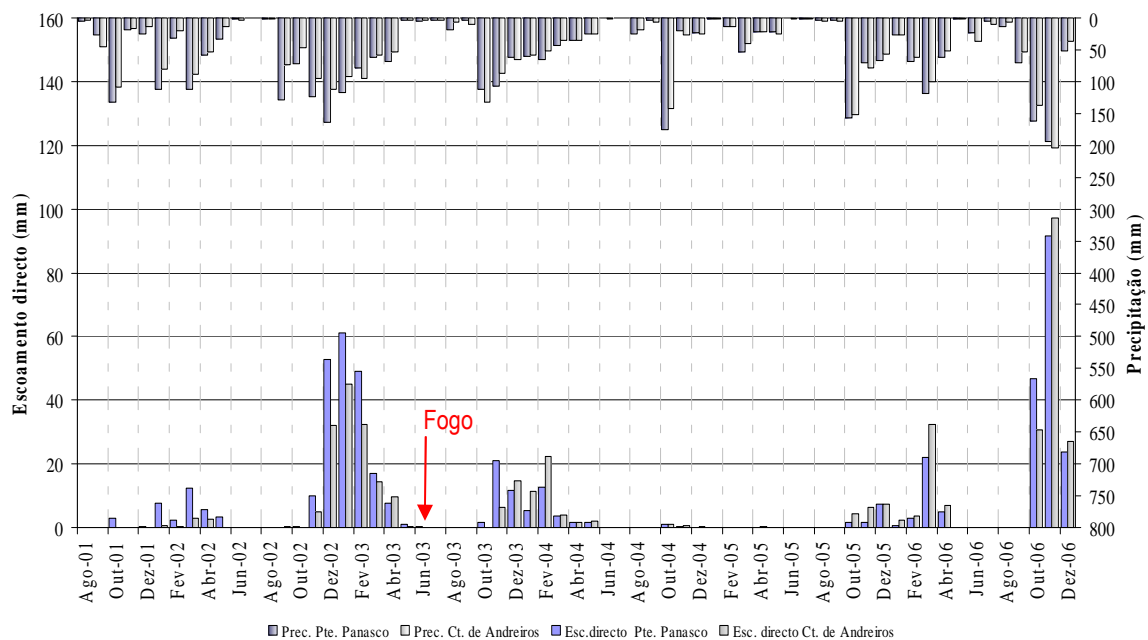


Fig. 38 - Valores de escoamento directo e precipitação verificados para os diferentes meses indicados, para a bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros

3.2.1.6.4 Análise por anos hidrológicos

Outro modo de avaliar a existência da perturbação do fogo e sua estimativa, poderá passar também pela comparação do escoamento directo com os anos para os quais se verifica uma precipitação semelhante à ocorrida no ano hidrológico 2003/04, como sejam os anos de referência usados na avaliação de alterações no escoamento superficial (e.g. os anos 1982/83 e 1988/89). Porém, e na medida em que o escoamento directo é condicionado pelo padrão de precipitação (o mesmo volume pode ocorrer segundo uma distribuição temporal distinta), seria útil verificar para os referidos anos a existência de uma boa correlação entre a precipitação ocorrida nestes e a ocorrida para o ano hidrológico em análise (2003/04); isto constituiria assim um cenário próximo ao que se pretende avaliar, estando os primeiros anos em questão isentos da acção do fogo.

3.2.1.7 Detecção de alterações no escoamento de base

3.2.1.7.1 Curva de dupla acumulação dos escoamentos de base

Para o escoamento de base, nota-se a existência de diversas alterações na tendência dos valores acumulados da referida componente do escoamento superficial entre a bacia de Ponte Panasco e a bacia de Controlo de Couto de Andreiros (Fig. 39), a ocorrer tanto no período anterior ao fogo como em um período posterior.

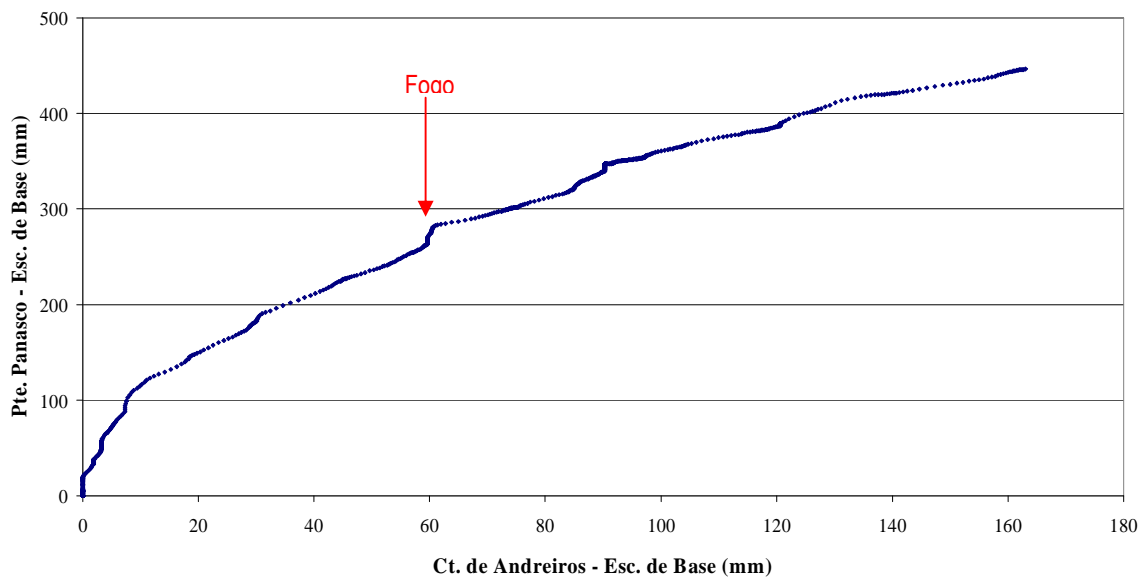


Fig. 39 - Curva de dupla acumulação para o escoamento de base (mm) para a bacia de Ponte Panasco em comparação com a bacia de Couto de Andreiros, para o período de 12/07/2001 a 28/12/2006, através da qual é possível constatar a existência de diversas variações na relação entre ambas as bacias antes e após o fogo

Algumas destas alterações no comportamento do escoamento de base entre as duas bacias decorrem provavelmente devido aos factores de perturbação descritos aquando da referência ao escoamento superficial. Outras tornam-se perceptíveis apenas para o escoamento de base, com algumas a ocorrer de um modo sazonal; através de uma análise mais pormenorizada constata-se que tais alterações ocorrem nos últimos dias dos meses de Fevereiro, quando a precipitação média mensal atinge o máximo para o ano hidrológico. A existência das diversas quebras de pendor entre ambas as bacias torna difícil distinguir entre ambas se as perturbações são causadas pelo fogo ou se se devem a outros factores.

3.2.1.7.2 Análise de médias

Verifica-se uma redução do valor médio do escoamento de base na ordem dos 61%, no que concerne ao período antes e pós-fogo (diminuição de 0,36 mm/dia para 0,14 mm/dia), sendo parte deste facto resultante da diminuição da precipitação. Na bacia de Couto de Andreiros o valor médio sofreu uma alteração de 4%, podendo-se afirmar que tal valor não corresponde a uma alteração significativa ou relevante. Para além da diminuição inerente ao

valor médio do escoamento base, verifica-se que, considerando os dados relativos ao período pós-fogo, o escoamento de base deixa de ser a componente que mais contribui para o escoamento superficial, passando o escoamento directo para um valor médio diário de 0,21 mm.

Muito provavelmente esta alteração não resulta do fogo em si mas da precipitação que, apesar da sua diminuição em volume no período em que era expectável detectar evidências mais proeminentes causadas pelo fogo, se torna também mais concentrada, com episódios diários de precipitação mais intensos (Fig. 36), os quais contribuem para o aumento do escoamento directo e conseqüentemente para a sua maior contribuição no escoamento total.

3.2.1.7.3 Análise dos primeiros meses do ano hidrológico

Da Fig. 40 nota-se um aumento do escoamento de base nos dois primeiros meses do ano hidrológico após o fogo, comparativamente aos anos anteriores. Mais concretamente nota-se um aumento de cerca de 30% face ao ano hidrológico de 2002/03 (menor que o aumento verificado para o escoamento directo) com os valores totais de precipitação relativos aos meses mencionados a serem próximos, sendo expectável que esta diferença no escoamento de base fosse menor, em especial quando a precipitação ocorrida no mês de Setembro foi superior no ano hidrológico em que ocorreu o fogo; isto poderá evidenciar que o fogo foi de facto motivador de tal comportamento, por exemplo através da diminuição da taxa de água perdida por alguns dos processos que constituem o ciclo hidrológico.

Esta possibilidade ganha mais consistência se tivermos em consideração o facto de para a bacia de Couto de Andreiros não se verificar, para os dois primeiros meses do ano hidrológico de 2003/04, um aumento significativo do escoamento de base, ao invés do que ocorreu no caso de Ponte Panasco; verifica-se assim uma maior diferença entre o escoamento de base para as duas bacias nestes meses, face aos anos anteriores e posteriores ao ano hidrológico de 2003/2004. Comparativamente ao ano hidrológico de 2001/02, em 2003/2004 ambas as bacias detêm um maior escoamento de base decorrente da menor precipitação que se fez sentir no primeiro ano hidrológico mencionado, pelo que alguma da diferença verificada no escoamento de base para Ponte Panasco não se deve exclusivamente ao fogo, mas também à precipitação.

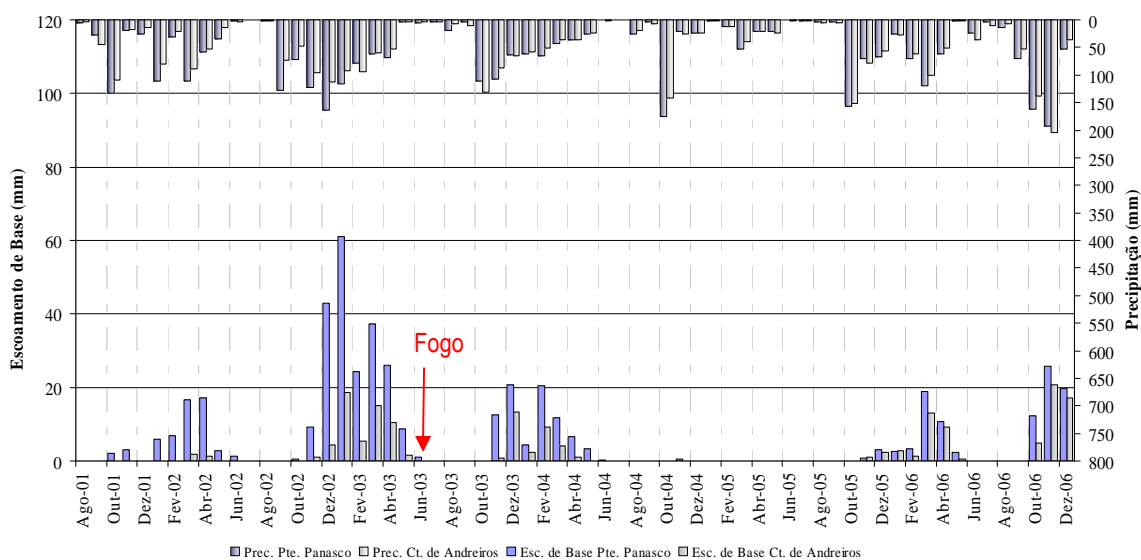


Fig. 40 - Valores de escoamento base e precipitação mensais na bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros

3.2.1.7.4 Análise por anos hidrológicos

Aplica-se para o escoamento de base a mesma observação feita na secção 3.2.1.6.4 para o escoamento directo.

3.2.2 Área ardida da bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante da estação hidrométrica de Manteigas

3.2.2.1 Introdução

Na presente secção pretende-se averiguar se o fogo ocorrido na bacia de Manteigas à data de 07 de Agosto de 2005 induziu perturbações detectáveis e significativas no escoamento superficial, evidenciando assim a existência ou não de alterações sobre os diversos processos que regem o ciclo hidrológico, à semelhança do efectuado para a bacia de Ponte Panasco.

A consideração desta área deveu-se à sua localização. Nesta região a precipitação ocorre também sob a forma de neve, tornando-se a área bastante útil para o estudo do impacte dos fogos em zonas sujeitas a ciclos de gelo e degelo. Todavia, por motivos que se prendem com a disponibilidade de informação relativa às estações hidrométricas de Manteigas-11L/01H e 11L/02H, designadamente a curva de vazão, a aplicação do modelo de degelo descrito na secção 3.1.4.5 não é abordado no presente texto, contrariamente aos objectivos iniciais propostos. Deste modo procurar-se-á apenas identificar a existência de alguma alteração nos níveis hidrométricos, assumindo que não houve alterações na secção do leito junto ao ponto de monitorização. Estudos posteriores deverão ser realizados, quando se tiverem dados relativos à curva de vazão e que possibilitem a caracterização do local de monitorização.

3.2.2.2 Dados de base

Como dados de base foram considerados o escoamento superficial e a precipitação.

3.2.2.2.1 Escoamento superficial

De modo a identificarem-se possíveis impactes decorrentes da acção do fogo sobre os processos hidrológicos, a abordagem efectuada neste caso de estudo passa pela comparação dos dados relativos ao escoamento no período anterior e posterior à ocorrência do eventos cujos impactes se quer estudar. O escoamento é monitorizado pela estação hidrométrica 11L/02H, cujos dados se encontram disponíveis online no SNIRH sob a forma de níveis hidrométricos instantâneos (NIHIDI) numa base horária, para o período de 11/12/2001 até 27/04/2007. Na referida série de dados existe uma lacuna no período de 12/07/2006 até ao dia 17/08/2006. Para se preencher esta lacuna, procurou-se nas estações hidrométricas próximas a existência de dados para igual período, de modo a avaliar-se a correlação entre ambas as estações: no caso de haver uma boa correlação preencher-se-iam as lacunas com base na recta resultante. Todavia a inexistência de dados para este período impossibilitou tal procedimento.

Outra limitação identificada foi a inexistência de curva de vazão para a referida estação hidrométrica; isto impossibilita o cálculo do volume de água escoado e como consequência a concretização de um dos objectivos do presente trabalho: a integração do modelo de degelo referido na secção 3.1.4.5, de forma a contemplar o degelo como uma contribuição de água para o escoamento superficial. Esta situação torna apenas possível analisar se se verificou ou não um incremento dos níveis de água na secção de controlo, supondo que as características da mesma não sofreram qualquer alteração significativa no período anterior e posterior ao fogo; com base em tal premissa será então possível extrapolar se o fogo teve ou não algum impacte a nível hidrológico. Esta ausência de dados não permite também proceder à decomposição do escoamento superficial em escoamento directo e em escoamento de base.

Devido ao desfasamento existente na monitorização horária entre a precipitação e o escoamento superficial, procedeu-se à transformação dos valores de NIHIDI para uma base diária, considerando o referido desfasamento de acordo com o efectuado anteriormente para as demais bacias analisadas.

3.2.2.2.2 Precipitação

De modo a caracterizar-se a precipitação ocorrida na bacia de Manteigas, considerou-se inicialmente a aplicação do método usado na caracterização da precipitação na bacia de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros: determinar a precipitação média da bacia a partir dos postos udométricos vizinhos apresentados no Quadro 18, aplicando-se posteriormente o método do inverso da distância ao quadrado para calcular o valor da precipitação média na bacia, com recurso ao programa de computador Precmed_vb2.

Todavia os dados disponibilizados pelos postos udométricos apresentados no referido quadro, ou não eram abrangentes de um período anterior e posterior ao fogo (e.g. Penhas Douradas, Lagoa Comprida) ou simplesmente não se encontrava disponível qualquer tipo de dados (e.g. Vale de Rossim), exceptuando-se a situação para os postos udométricos de Valhelhas (11M/01) e Covilhã (12L/03).

Quadro 18 – Postos udométricos inicialmente considerados para caracterizar a precipitação media na bacia de Manteigas através do método do inverso da distância ao quadrado e altitude da sua localização.

Posto udométrico	Altitude (m)
11L/07 - Lagoa Comprida	1560
11L/09 - Vale de Rossim	1427
11L/10 - Penhas Douradas	1480
11M/01 – Valhelhas	512
12L/01 - Barragem Covão Ferro	1526
12L/03 – Covilhã	719

Dada a localização destes dois postos udométricos, a interpolação espacial dos dados de precipitação diária não iria ser representativa da situação real, pelo que se optou por considerar apenas o posto udométrico 12L/03 - Covilhã, quer por o posto se encontrar a uma altitude mais próxima daquela a que se encontra a bacia estudada, quer por a gama de precipitação total anual no período 1959/60 a 1990/91 ser idêntica à ocorrida na área da bacia de Manteigas. Deste modo dispõem-se de valores de precipitação diária para o mesmo período a que reportam os dados de NIHIDI.

3.2.2.3 Detecção de alterações do comportamento hídrico em resultado do fogo

Apesar destas limitações, procurou-se detectar alterações no comportamento hídrico causadas pelo fogo, utilizando um conjunto de análises, como (1) análise de médias, (2) análise dos valores máximos de nível hidrométrico instantâneo, (3) análise de dados mensais.

3.2.2.3.1 Análise de médias

De modo a identificar-se a existência de perturbações induzidas pelo fogo que lavrou na bacia de Manteigas em Agosto de 2005, procedeu-se ao cruzamento dos dados relativos ao nível hidrométrico com a precipitação. Analisando os valores médios diários de NIHIDI e da precipitação numa base diária, antes e após o fogo, verifica-se um aumento no valor médio de NIHIDI de 0,46 m para 0,47 m e um incremento de 3,5 mm/d para 4,2 mm/d na precipitação.

Este aumento do nível hidrométrico instantâneo de apenas 1 cm poderá não parecer significativo, todavia poderá ser considerável aquando da análise em termos de volume de escoamento, na medida em que a relação entre o nível de água e a vazão na secção de controlo não é linear. A ausência da curva de vazão impossibilita também averiguar se a variação no volume de água que entra no sistema (precipitação) é superior ou inferior à

variação verificada para o escoamento monitorizado, pelo que se torna difícil aferir o papel da precipitação num hipotético aumento significativo do escoamento superficial.

3.2.2.3.2 Análise dos valores máximos de nível hidrométrico instantâneo

Sendo que a bacia apresenta uma área pequena, curtas distâncias entre as vertentes e as linhas de águas e declives elevados, decorrente do vale encaixado, é expectável que o tempo de resposta seja baixo. Esta característica é perceptível através da Fig. 41, em que mesmo para os episódios de precipitação mais baixa há uma resposta quase imediata por parte do nível hidrométrico. Com base na referida figura, nota-se um aspecto que poderá evidenciar a existência da perturbação por parte do fogo, que é o aumento dos valores máximos de NIHIDI verificados aquando da comparação do período anterior e ulterior à ocorrência do fogo.

Para os episódios de precipitação de maior magnitude ocorridos no ano hidrológico 2005/06 comparativamente ao ano hidrológico anterior, e a título de exemplo, a precipitação ocorrida a 28 Outubro (80,6 mm) originou um nível hidrométrico médio diário na ordem de 1,1 m, enquanto que para igual período do ano hidrológico anterior uma precipitação de 96,7 mm deu origem a um NIHIDI próximo de 0,93 m. Esta situação é contrária ao expectável, porque a precipitação ocorrida neste episódio foi superior à do episódio relativo ao ano 2005/06, assim como a precipitação acumulada nos sete dias anteriores e desde o início do ano hidrológico.

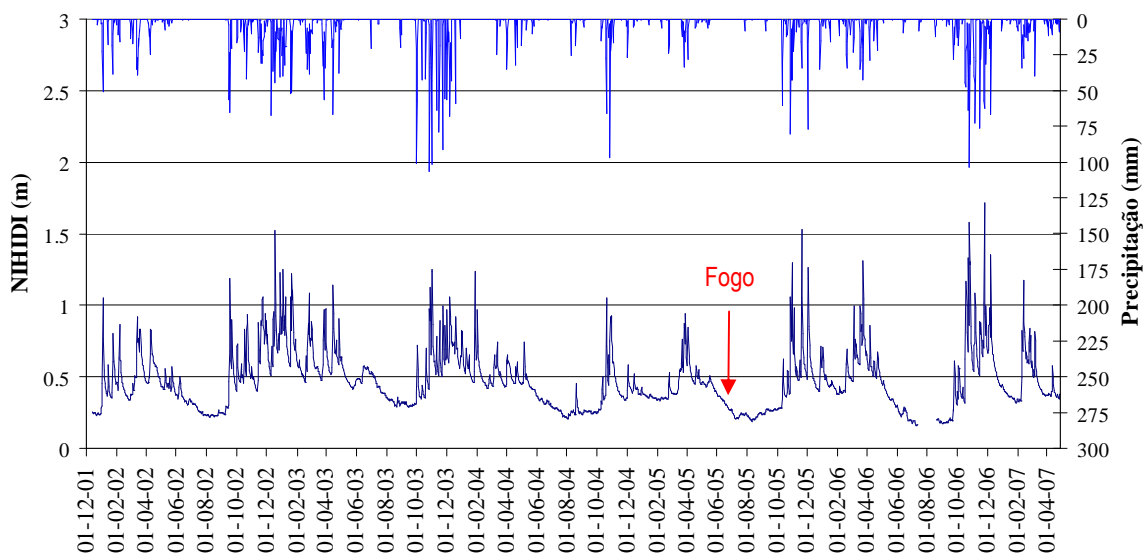


Fig. 41 - Precipitação e nível hidrométrico instantâneo (NIHIDI) antes e após o fogo, para a bacia de Manteigas, denotando-se a lacuna dos dados de NIHIDI.

Visualmente é também perceptível um aumento do nível hidrométrico no período após o fogo, quando se cruzam os episódios de precipitação/nível hidrométrico referentes ao ano hidrológico 2005/06 com os do ano hidrológico de 2004/05. Neste último caso também se verifica que para episódios de maior intensidade de precipitação há um menor escoamento

superficial. Comparando o ano hidrológico de 2005/06 com o de 2002/03, pode parecer que não se verificam alterações significativas. Todavia esta situação poderá ser resultante deste ano possuir um maior volume de precipitação, que se distribui até ao mês de Maio, e alimenta de um modo mais expressivo os cursos de água, mantendo o escoamento em níveis mais elevados. No período de Outono e Inverno do segundo ano hidrológico após o fogo (2006/2007), os valores de NIHIDI atingem valores ainda superiores face ao ano de 2005/06, comportamento motivado não só pelas condições impostas pela destruição do coberto vegetal e outros factores, mas também pelo aumento da precipitação.

3.2.2.3.3 Análise utilizando dados mensais

Outra abordagem efectuada com o intuito de se aferir a perturbação do escoamento por ocorrência do fogo, consistiu na análise da correlação do NIHIDI com a precipitação numa base mensal, para cada um dos anos hidrológicos antes do fogo e para o ano hidrológico posterior ao fogo (2005/06). Esta revelou-se inconclusiva pois os coeficientes de correlação entre as duas variáveis não eram satisfatórios; saliente-se de qualquer forma que os declives das referidas rectas apontam para um aumento do NIHIDI face à precipitação no período pós fogo. De referir que se obtêm semelhantes resultados quando se realiza a comparação dos valores referentes a 2005/06 e 2002/03, pela razão acima evidenciada (elevada precipitação).

3.2.2.3.4 Outras considerações

Dado que não se possuíam valores médios de NIHIDI e precipitação para um número de anos hidrológicos suficientes para se proceder a esta abordagem a nível anual, ela não foi efectuada. Porém, em situações onde se verifique a existência de dados para diversos anos hidrológicos antes e após o fogo, esta abordagem poderá evidenciar e estimar a influência do fogo sobre o escoamento superficial.

Sendo que as comparações anteriores foram efectuadas relativamente aos valores médios de NIHIDI, as mesmas seriam mais expressivas das alterações decorridas se fossem utilizados os dados de escoamento, uma vez que a sua relação com os NIHIDI não é linear e um pequeno incremento percentual em termos de altura de água é superior em termos de incremento percentual no escoamento.

3.3 Considerações finais

De acordo com a literatura mencionada ao longo do presente estudo, é atribuída ao fogo a capacidade deste interferir e alterar alguns dos processos inerentes ao ciclo hidrológico, designadamente nos processos de intercepção, evapotranspiração e infiltração, em resultado não só da destruição da vegetação mas também por alteração das propriedades do solo e produção de substâncias orgânicas com características hidrofóbicas, passíveis de causar condições agravadas de impermeabilização. Os principais impactes em resultado do fogo,

comumente mencionados na literatura, traduzem-se na grande maioria dos casos de estudo, no aumento do escoamento superficial e no aumento da grandeza dos caudais de ponta.

Se por um lado os resultados apontam no sentido mencionado, a magnitude da alteração causada pelo fogo é bastante díspar, não só pelos parâmetros de que dependem tais impactes, como as características do fogo (e.g. intensidade, temperaturas atingidas), parâmetros do solo (e.g. textura, tipo de solo), características inerentes à área de estudo (e.g. geologia, topografia) e a variabilidade espacial e temporal de alguns destes parâmetros e outros, mas também pelo facto de serem consideradas diferentes escalas de análise e diferentes abordagens e metodologias na quantificação de tal perturbação.

No que concerne às metodologias empregues para se aferir a existência de alterações no escoamento superficial, verifica-se que em grande parte dos casos estas passam fundamentalmente pela representação e análise gráfica de um conjunto diverso de parâmetros e/ou a relação entre alguns deles, como por exemplo a variação do escoamento em função do tempo ou a utilização de rácios de precipitação/escoamento. Muitas das vezes é também utilizada, como base comparativa, uma área de controlo com características semelhantes à área em estudo, através da qual é possível confrontar diversos parâmetros, antes e após o fogo, para aferir se uma possível alteração de um determinado parâmetro decorreu exclusivamente da perturbação do fogo, ou por acção de uma qualquer outra força externa.

Uma das críticas passíveis de ser efectuadas a alguns desses estudos e também aplicável ao presente, é a não utilização de ferramentas estatísticas que auxiliem na identificação de possíveis alterações no regime hídrico, causadas pela ocorrência de fogo. Esta situação poderá dever-se ao desconhecimento e/ou aplicabilidade de algumas das técnicas aplicadas noutras áreas do conhecimento, ou a algumas limitações na aplicação das mesmas, como por exemplo a sazonalidade inerente aos fenómenos meteorológicos e climáticos e, em consequência, também do escoamento. A disponibilidade de séries de dados suficientemente longas, poderá também ser limitativa de tal tipo de análise, designadamente na aplicação de médias móveis ou na eliminação da sazonalidade inerente a períodos húmidos e secos, através da consideração dos dados numa base anual (ano hidrológico).

Relativamente ao objectivo primordial do presente estudo, que passou pela avaliação do impacto dos fogos florestais na parte quantitativa do ciclo hidrológico, verificou-se através dos resultados obtidos que algumas das alterações verificadas no escoamento superficial no período pós-fogo se deveram à ocorrência do fogo, designadamente o aumento da magnitude do caudal de ponta. Todavia, devido à existência de um curto período de monitorização do escoamento, tanto no período posterior ao fogo como anteriormente, não foi possível tecer, com base nesses resultados, uma avaliação conclusiva do grau de alteração induzido pelo fogo sobre os diferentes processos do ciclo hidrológico e o período durante o qual se manifestaram tais impactes.

É ainda de salientar que a existência da alteração no regime pluviométrico, para a bacia de Ponte Panasco e Couto de Andreiros, em igual período em que se deu o fogo, conduziu também à situação anterior, pelo que se salienta que metodologias aplicadas na avaliação do impacte decorrentes do fogo sobre o escoamento, baseadas somente nas variáveis de precipitação e na monitorização do escoamento, podem tornar-se inconclusivas. Por este facto torna-se pertinente salientar a necessidade do conhecimento de outros parâmetros para além dos enunciados, que sustentem de um modo fundamentado a atribuição, ou não, de determinadas alterações hidrológicas ao fogo.

O conhecimento de tais parâmetros poderá ir para além do conhecimento das características do fogo ocorrido (e.g. severidade) e da avaliação das condições da permeabilidade do solo, nomeadamente a caracterização do carácter hidrofóbico do solo. Pode revelar-se de particular interesse a realização de ensaios *in situ* de precipitação simulada, permitindo assim controlar algumas variáveis que à escala de bacia se tornam impossíveis de controlar e, conseqüentemente, de caracterizar.

O conhecimento da profundidade ao nível para as áreas em estudo, designadamente para Ponte Panasco, poderia ter auxiliado no estabelecimento de ilações conclusivas do efeito que o fogo ocorrido deteve sobre os mesmos, todavia o cruzamento de informação não foi possível, devido a inexistência da mesma. É também de salientar que em futuras abordagens utilizando áreas de controlo como forma de quantificar possíveis perturbações causadas pelo fogo, deverá procurar-se sempre que possível definir a área ou áreas de controlo de modo a que estas estejam sujeitas ao mesmo regime de precipitação da área ardida. Isto torna mais expedita a comparação dos resultados de cada uma das áreas assim como os torna mais conclusivos.

4 Estudo da Carga Poluente nas Cinzas da Matéria Vegetal em Áreas Ardidadas

Este capítulo apresenta o conjunto de estudos que foram realizados pela equipa do INETI, referentes à caracterização de cinzas e testes laboratoriais de combustão, com vista ao conhecimento dos tipos de poluentes que podem ser emitidos pela combustão de diferentes espécies vegetais comuns nos agrupamentos físsociológicos das florestas portuguesas. Engloba ainda estudos de caracterização de solos, solos e cinzas, e cinzas colhidas em áreas ardidadas, assim como estudos de lixiviação de cinzas de combustão de biomassa e de solos e cinzas colhidas nas áreas ardidadas.

4.1 Introdução

O projecto visou avaliar o impacte dos fogos florestais no ciclo da água em geral e na qualidade da água subterrânea em particular, pelo que se fez a caracterização físico-química de amostras de solos, cinzas, misturas de solos e cinzas, e águas colhidas em campo, nas

regiões estudadas. Caracterizaram-se também as amostras de solos e cinzas colhidas em campo e suas misturas com solos e cinzas produzidas em ensaios de combustão de espécies florestais e arbustivas colhidas nas regiões estudadas.

Foi realizada a caracterização das amostras de biomassa florestal colhidas em campo, e fizeram-se ensaios de caracterização e combustão de biomassa para caracterização das cinzas resultantes.

Efectuaram-se ainda ensaios de lixiviação normalizados, de solos e de cinzas, com vista a avaliar o potencial de transferência de espécies químicas com possível impacto ao nível de qualidade das águas.

Foram seleccionadas amostras para o estudo de interacção entre cinzas e solos, com vista à determinação de alterações físico-químicas do solo, e realizados ensaios de lixiviação SAR” (simulação de águas das chuvas) para avaliação do processo de fixação/libertação de poluentes em campo.

Os resultados destes estudos permitiram indiciar potenciais fontes poluentes, e respectivas cargas poluentes, aquando da ocorrência dum fogo numa área florestada.

4.2 Caracterização das amostras de águas

No Quadro 19 listam-se as amostras de águas colhidas até Outubro de 2006 em locais estudo, com a respectiva identificação de proveniência e os parâmetros de caracterização obtidos.

Quadro 19 – Identificação de amostras colhidas até Outubro de 2006

Quebrada - Área não ardida					CB															
Nº LCMN	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação	pH	En (F)	Cond. (mS/cm)	Temp. (°C)	Cl mg/L	SO ₄ mg/L	NO ₃ mg/L	F mg/L	Al mg/L	Ca mg/L	Fe mg/L	K mg/L	Na mg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	
661/06	12-06-2006	Povo Batatal-Casa Vitado Área não ardida	Povo Batatal	QBpb	6,97	0,568	0,97	22,3	7,8	12,6	1,2	<+1,0	<+1,0	2,87	0,56	0,51	4,80	3,26	8,1	
663/06	12-06-2006	Charca Quebrada não Ardida	Charca	QBch	6,18	0,662	0,22	23,3	26,7	66,3	<+1,0	<+1,0	<+1,0	9,10	<+1,0	1,00	12,18	6,79	0,3	
993/06	06-09-2006	8.0pm QUEB-2006/09/06	Povo de Manilha	QBpm																
Caratão - Área ardida em 1988 e 2003					CB															
Nº LCMN	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação	pH	En (F)	Cond. (mS/cm)	Temp. (°C)	Cl	SO ₄	NO ₃	F	Al	Ca mg/L	Fe mg/L	K mg/L	Na mg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	
541/06	15-05-2006	Charca	Ribeira dos Currais	CRch	7,28	0,437	0,85	22,9	7,5	3,2	<+1,0	<+1,0	<+1,0	1,50	<+1,0	0,23	4,23	2,13	<+1,0	
542/06	15-05-2006	Ribeira Currais	Ribeira dos Currais	CRrh	7,12	0,369	0,97	22,7	8,5	7,7	<+1,0	<+1,0	<+1,0	2,46	0,66	0,40	4,95	3,77	0,3	
Carvoeiro - Área ardida em 2003					CV															
Nº LCMN	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação	pH	En (F)	Cond. (mS/cm)	Temp. (°C)	Cl	SO ₄	NO ₃	F	Al	Ca mg/L	Fe mg/L	K mg/L	Na mg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	
662/06	12-06-2006	Mina Selgueiros - 1 Área ardida	Nascente I	CV1	5,44	0,653	0,85	22,8	18,4	1,8	1,9	<+1,0	<+1,0	0,74	<+1,0	0,81	5,70	1,46	<+1,0	
665/06	12-06-2006	Linha água-Mina repetida	Nascente II	CV2	6,18	0,564	0,85	22,8	7,4	6,1	<+1,0	<+1,0	<+1,0	2,26	0,12	0,23	5,04	2,25	<+1,0	
664/06	12-06-2006	Rib. Couces - não ardida	Ruínas	CV3	5,75	0,595	0,85	22,8	11,8	2,7	<+1,0	<+1,0	<+1,0	1,30	<+1,0	0,25	5,74	1,71	0,3	
Penhascoso - Área ardida - 4 de Agosto de 2006					PN															
Nº LCMN	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação	pH	En (F)	Cond. (mS/cm)	Temp. (°C)	Cl	SO ₄	NO ₃	F	Al	Ca mg/L	Fe mg/L	K mg/L	Na mg/L	Mg mg/L	Mn mg/L	
953/06	26-09-2006	PN Rib-GBP	Beira da Barba Poça	PNRibSP																
954/06	26-09-2006	PN CHI	Charca (1)	PNChi1																
955/06	26-09-2006	Penhascoso-Povo 5 2006/10/06	Povo (5)	PNp5																
956/06	26-09-2006	PNP2 2006/09/26	Povo (2)	PNp2																
967/06	26-09-2006	Charca PN CHI 2006/10/06	Charca (1) com Cinzas	PNChi1																
952/06	19-10-2006		Charca (1)	PNChi1																
951/06	19-10-2006		POST 12)	PNp2																
957/06	19-10-2006		Talhão 1	PNt1																
958/06	19-10-2006		Povo (5)	PNp5																
959/06	19-10-2006		R. do Moadouro (8)	PNR8																
990/06	19-10-2006		R. Barba Poça	PNRibSP																
991/06	19-10-2006		Faro	PNFar																
992/06	19-10-2006		Caratão CREI	PNCREI																

4.3 Caracterização de solos e cinzas de incêndios

4.3.1 Estudo da composição de cinzas e solos amostrados em campo

Foi efectuada a análise da composição elementar das amostras de solos e cinzas colhidas nas áreas estudadas. No Quadro 20 listam-se as amostras de solos e cinzas colhidas até Outubro de 2006 em locais estudo, com a respectiva identificação de proveniência. No Quadro 21 apresenta-se a identificação das cinzas e solos colhidos em campo nas várias campanhas de amostragem, incluindo a indicação se a amostra se refere apenas a solo ou a solo+cinzas, o tipo de solo e o tipo de vegetação por amostra, assim como o tipo de amostragem (aleatória/não aleatória).

As amostras de solos e cinzas foram secas a 40 °C e peneiradas. A análise incidiu na fracção seca a 40 °C, separada por peneiração abaixo de 2 mm.

Quadro 20 – Lista de amostras de solos colhidos em 2006

Quebrada - Área não ardida				QB
Nº LCMM	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação
666/06	12-06-2006	Solo QUEBRADA Não ardido 0-15 cm - Ao pé do sobreiro	Encosta	QBsolo0_15
Caratão - Área ardida em 1998 e 2003				CR
Nº LCMM	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação
539/06	20-05-2006	Solo 1-Q	Encosta	CRsolo1Q
540/06	20-05-2006	Solo 2 - NQ	Encosta	CRsolo2NQ
Carvoeiro - Área ardida em 2003				CV
Nº LCMM	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação
668/06	12-06-2006	Solo Carvoeiro ardido 0-15 cm	Encosta	CVsolo0_15
Penhascoso - Área ardida - 4 de Agosto de 2006				PN
Nº LCMM	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem	Designação
957/06	26-09-2006	Solo - PN Pinus 2006/09/26	Pinhal	PNpinus2
960/06	26-09-2006	Solos-Eucalyptus PN 2006/09/26	Amostragem debaixo do eucalipto	PNlyptus2
958/06	09-08-2006	Solos+Cinzas (2) Mação 2006/08/09	Pinhal	PNpinus2 - solo+cinzas
959/06	09-08-2006	Cinzas (2) Mação 2006/08/09	Pinhal	PNpinus2 - cinzas
961/06	09-08-2006	Solos+cinzas (4) Eucalipto 2006/08/09	Amostragem debaixo do eucalipto	PNlyptus4 - solo+cinzas
962/06	09-08-2006	Mação - cinzas (4) Eucalipto 2006/08/09	Amostragem debaixo do eucalipto	PNlyptus4 - cinzas
963/06	06-10-2006	Solos+cinzas PNlyptus 4 2006/10/06	Amostragem debaixo do eucalipto	PNlyptus4 - solo+cinzas
964/06	06-10-2006	Cinzas PNlyptus 4 2006/10/06	Amostragem debaixo do eucalipto	PNlyptus4 - cinzas
965/06	06-10-2006	Solos+cinzas PN Pinus 2 2006/10/06	Pinhal	PNpinus2 - solo+cinzas
966/06	06-10-2006	Cinzas PN Pinus 2 2006/10/06	Pinhal	PNpinus2 - cinzas
984/06	19-10-2006	Solos+cinza	Parcela com pinus pequenos queimados	PNpinus 6
985/06	19-10-2006	Solos+cinza	Amostragem debaixo do eucalipto	PNlyptus4
986/06	19-10-2006	Solos+cinza	Amostragem aleatória (lyptus cortados)	PNlyptus3

Quadro 21 – Identificação de cinzas e solos colhidos em campo

ID	Tipo	Designação
539/06	Solo	CRsolo1Q
540/06	Solo	CRsolo2NQ
666/06	Solos	QBsolo0_15
668/06	Solos	CVsolo0_15
957/06	Solos	PNpinus2
960/06	Solos	Eucalyptus PN 2006/09/26
109/07	Solos	PN lyptus 5 Z. Hidrof. P55 (4/Nov/2006)
110/07	Solos	PN lyptus 3 Amost. Aleatória P53 (18/Nov/2006)
111/07	Solos	PN pinus 6 Amost. Aleatória P56 (18/Dez/2006)
112/07	Solos	PN lyptus 3 A. Aleato. P53 (07/Dez/2006)
113/07	Solos	PN lyptus 5 Zona. Hidrof. P55 (07/Dez/2006)
114/07	Solos	PN pinus 6 Amost. Aleatória P56 (07/Dez/2006)
959/06	Cinzas	PNpinus2 - cinzas
962/06	Cinzas	PNlyptus4 - cinzas
964/06	Cinzas	PNlyptus4 - cinzas
966/06	Cinzas	PNpinus2 - cinzas
958/06	Solos+cinza	PNpinus2 - solo+cinzas
961/06	Solos+cinza	PNlyptus4 - solo+cinzas
963/06	Solos+cinza	PNlyptus4 - solo+cinzas
965/06	Solos+cinza	PNpinus2 - solo+cinzas
984/06	Solos+cinza	PNpinus 6
985/06	Solos+cinza	PNlyptus4
986/06	Solos+cinza	PNlyptus3

No Quadro 22 apresentam-se os parâmetros de caracterização obtidos nesta fase. Efectuou-se uma caracterização de composição elementar total, designada por MW (no Quadro 22). De acordo com este método as amostras são completamente solubilizadas mediante a adição de mistura de ácidos HCl, HNO₃, HF e H₃BO₃ e digestão por microondas. Paralelamente efectuou-se a caracterização da fracção dos elementos disponíveis, designada por EPA (no Quadro 22). De acordo com este método, é analisada apenas a fracção disponível uma vez que a solubilização é efectuada apenas com Água-régia. A análise de metais foi efectuada nos dois casos por espectrofotometria de absorção atómica. Efectuou-se a determinação dos teores totais em carbono (C), hidrogénio (H), azoto (N) e enxofre (S) recorrendo a analisadores automáticos. Para além da caracterização elementar efectuou-se o estudo da lixiviabilidade das amostras de cinzas e solos, de acordo com método normalizado (Norma EN-12457), sendo para além da solubilidade dos componentes presentes nos solos e cinzas, determinadas as características dos lixiviados produzidos.

Quadro 22 – Caracterização de Solos e Cinzas de Incêndios

Ref.ª	LCMM	539/06			540/06			668/06			666/06		
		EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L
Humidade	(%)	6,1			3,3			0,30			0,20		
Al	(%)	1,3	6,1	4,3	2,7	8,5	<1	0,75	2,32	1,5	2,2	4,0	5,7
Ca	(%)	0,11	0,11	8,0	0,05	0,05	0,6	0,041	0,040	0,6	0,063	0,034	1,1
Fe	(%)	3,0	2,8	3,9	3,9	3,5	0,3	0,78	0,97	1,2	1,53	1,72	4,9
K	(%)	0,15	2,5	3,4	0,29	3,3	2,7	0,14	1,1	2,60	0,14	1,46	3,2
Na	(%)	0,0005	0,11	2,50	0,0026	0,13	1,10	0,004	0,047	0,500	0,003	0,180	1,4
Mg	(%)	0,14	0,23	0,7	0,11	0,27	0,3	0,030	0,051	0,400	0,09	0,15	0,4
Cd	(mg/Kg)	<1,0	<10	<0,02	<1,0	<10	<0,02	<1,0	<10	<0,02	<1,0	<10	<0,02
Cu	(mg/Kg)	13	15	<0,05	22	25	<0,05	7,0	10,1	<0,05	7,1	12,0	<0,05
Cr	(mg/Kg)	18	46	<0,05	29	75	<0,05	12,8	39,6	<0,05	7,0	28,0	<0,05
Mn	(mg/Kg)	277	282	0,15	385	939	0,18	35,1	47,9	0,03	37,5	50,6	0,03
Ni	(mg/Kg)	18	14	0,12	43	42	<0,05	3,4	7,2	<0,05	2,6	<10	<0,05
Pb	(mg/Kg)	17	<10	<0,05	13	<10	<0,05	6,2	<10	<0,05	24,4	21,0	<0,05
Zn	(mg/Kg)	41	43	<0,02	97	109	<0,05	11,8	18,1	0,06	12,6	20,3	0,07
Hg	(mg/Kg)	0,041			0,042			0,037			0,033		
S	(%)	0,02			0,02			0,04			0,03		
C	(%)	10,4			4,3			5,6			2,7		
H	(%)	0,7			0,9			0,6			0,7		
N	(%)	0,24			0,13			0,56			0,70		
Ph	-			5,8			5,7			4,8			5,5
Cond	mScm-1			0,018			0,018			0,024			0,016
Eh	V			0,51			0,53			0,57			0,56
Cl	mg/L			2,5			1,3			1,2			1,1
SO4	mg/L			1,9			5			1,9			1,72
NO3	mg/L			8,4			<1,0			1,3			<1,0

Ref.º	LCMM	957/06			958/06			959/06			960/06		
Parâmetro	Unidade	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L
Humidade	(%)												
Al	(%)	0,71	3,58	2,5	1,06	5,08	<1,0	0,96	3,58	<1,0	0,89	3,44	<1
Ca	(%)	0,31	0,31	12,7	0,40	0,23	14,6	0,15	1,41	20,9	0,25	0,24	20,9
Fe	(%)	0,62	0,71	1,5	1,22	0,98	0,3	1,10	0,87	0,3	0,59	0,68	0,3
K	(%)	0,15	2,25	10,3	0,29	2,90	21,7	0,87	2,39	11,1	0,23	1,94	11,1
Na	(%)	0,010	0,17	4,90	0,01	2,90	5,90	0,070	0,25	6,90	0,013	0,15	6,90
Mg	(%)	0,12	0,13	6,1	0,24	0,16	9,5	0,38	0,50	7,1	0,10	0,12	7,1
Cd	(mg/Kg)	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02
Cu	(mg/Kg)	4,6	8,0	<0,05	7,1	12,5	<0,05	25	22,4	<0,05	5,1	9,4	<0,05
Cr	(mg/Kg)	4,9	7,6	<0,05	8,4	8,8	<0,05	7,2	6,7	<0,05	4,8	7,8	<0,05
Mn	(mg/Kg)	361	358,4	0,45	397	202,8	0,29	1859	1962,5	0,40	291,0	298,1	0,44
Ni	(mg/Kg)	6,9	4,6	<0,05	7,9	24,4	<0,05	9,9	11,3	0,05	3,4	7,6	<0,05
Pb	(mg/Kg)	13,2	12,9	<0,05	9,8	12,5	<0,05	11,5	12,1	<0,05	13,8	13,2	<0,05
Zn	(mg/Kg)	33,6	37,3	0,09	44,9	40,8	0,13	94,5	65,5	0,11	21,8	22,3	0,11
Hg	(mg/Kg)	0,015			0,017			0,009			0,010		
S	(%)	0,02			0,03			0,13			0,02		
C	(%)	4,6			2,7			13,7			3,6		
H	(%)	0,5			0,6			0,8			0,5		
N	(%)	0,25			0,27			0,48			0,15		
Ph	-			7,5			8,0			7,7			7,7
Cond	mScm-1			0,151			0,240			0,241			0,241
Eh	V			0,43			0,39			0,40			0,40
Cl	mg/L			2,9			9,2			5,4			5,5
SO4	mg/L			11,2			28,0			11,6			11,6
NO3	mg/L			1,3			3,5			2,3			2,3

Ref.º	LCMM	961/06			962/06			963/06			964/06		
Parâmetro	Unidade	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L
Humidade	(%)												
Al	(%)	1,17	0,91	<1	0,6	5,36	10,9	0,65	4,43	<1,0	0,80	4,82	1,2
Ca	(%)	0,37	0,37	36,7	0,20	4,64	63,8	0,42	0,35	33,6	1,42	1,53	17,0
Fe	(%)	0,83	0,91	0,1	0,88	1,16	<0,05	0,62	0,77	0,2	0,68	0,81	0,6
K	(%)	0,32	2,70	22,9	0,57	3,44	91,5	0,21	2,35	10,9	0,28	3,04	23,1
Na	(%)	0,019	0,29	7,99	0,059	0,29	21,21	0,107	0,23	6,44	0,018	0,26	4,38
Mg	(%)	0,15	0,18	13,9	0,49	0,62	0,2	0,01	0,09	8,9	0,19	0,29	8,7
Cd	(mg/Kg)	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02
Cu	(mg/Kg)	6,5	5,0	<0,05	21,6	30,5	<0,05	5,8	12,3	<0,05	9,4	13,7	<0,05
Cr	(mg/Kg)	6,3	6,8	<0,05	7,7	10,7	<0,05	4,6	<10	<0,05	5,1	<10	<0,05
Mn	(mg/Kg)	351	313	0,89	3810	4201	<0,02	371	379	0,68	1313	1136	0,87
Ni	(mg/Kg)	4,8	3,7	<0,05	10,6	<10	<0,05	5,9	<10	<0,05	8,5	<10	<0,05
Pb	(mg/Kg)	15,0	18,7	<0,05	17,5	12,0	<0,05	14,7	11,7	<0,05	19,1	20,6	<0,05
Zn	(mg/Kg)	30,4	26,8	0,13	58,2	68,3	<0,02	27,6	26,9	0,15	35	35	0,06
Hg	(mg/Kg)	0,025			0,006			0,020			0,006		
S	(%)	0,05			0,10			0,02			0,03		
C	(%)	6,6			5,6			5,8			4,7		
H	(%)	0,7			0,5			0,6			0,5		
N	(%)	0,29			0,30			0,30			0,30		
Ph	-			7,5			11,3			7,9			8,4
Cond	mScm-1			0,355			0,829			0,305			0,215
Eh	V			0,42			0,34			0,42			0,41
Cl	mg/L			20,9			48,7			7,3			7,1
SO4	mg/L			46,6			110,7			12,5			8,9
NO3	mg/L			9,2			2,3			<1,0			2,8

Ref.ª	LCMM	965/06			966/06			984/06			985/06			986/06		
		EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L	EPA	MW	Lix mg/L
Humidade	(%)															
Al	(%)	0,80	3,64	<1	0,95	3,70	<1,0	0,85		1,2	0,56		<1,0	0,72		<1,0
Ca	(%)	0,43	0,45	17,0	0,68	0,67	24,0	0,68		14,2	0,32		13,3	0,53		17,0
Fe	(%)	0,49	0,68	0,2	0,68	0,94	<0,05	0,81		0,4	0,50		0,2	0,72		0,3
K	(%)	0,16	2,89	10,9	0,28	2,55	19,2	0,28		16,6	0,19		9,4	0,16		9,9
Na	(%)	0,009	0,21	9,70	0,015	0,15	6,59	0,01		7,50	0,096		3,12	0,01		4,21
Mg	(%)	0,12	0,17	9,1	0,20	0,26	16,8	0,22		7,1	0,08		3,9	0,11		6,5
Cd	(mg/Kg)	<1	<10	<0,02	<1	<10	<0,02	<1		<0,02	<1		<0,02	<1		<0,02
Cu	(mg/Kg)	7,2	9,6	<0,05	10,4	12,5	<0,05	12,80		<0,05	6,6		<0,05	11,80		<0,05
Cr	(mg/Kg)	5,3	8,0	<0,05	6,9	12,8	<0,05	7,20		<0,05	2,9		<0,05	4,00		<0,05
Mn	(mg/Kg)	319	336,8	0,07	594,0	718	0,24	331,0		0,08	300		0,27	1049		0,78
Ni	(mg/Kg)	15,3	<10	<0,05	8,2	<10	<0,05	14,50		0,06	11,4		<0,05	11,80		<0,05
Pb	(mg/Kg)	12,5	12,2	<0,05	16,1	13,2	<0,05	25,50		0,06	11,3		<0,05	17,00		<0,05
Zn	(mg/Kg)	44,5	49,0	0,17	45,3	53,8	0,10	37,80		0,15	19,0		0,07	26,80		0,06
Hg	(mg/Kg)	0,019			0,014			0,020			0,010			0,017		
S	(%)	0,03			0,04											
C	(%)	8,9			14,7											
H	(%)	1,1			1,3											
N	(%)	0,30			0,70											
Ph	-			7,6			7,6			7,9			8,1			7,7
Cond	mScm-1			0,236			0,330			0,166			0,140			0,183
Eh	V			0,44			0,44			0,46			0,45			0,48
Cl	mg/L			8,0			7,2			5,5			2,7			3,7
SO4	mg/L			25,5			18,5			<1,0			6,1			8,1
NO3	mg/L			2,2			1,6			473,8			1,6			4,4

Na Fig. 42 apresentam-se os teores totais em Al, Ca, Fe, K, Na e Mg das amostras colhidas em campo, nomeadamente de solos, misturas de cinzas com solos e cinzas.

Verificou-se que o Al é um dos elementos mais abundantes, quer em cinzas colhidas em campo, quer em solos e suas misturas, seguindo-se o potássio. O Fe é mais importante nos solos.

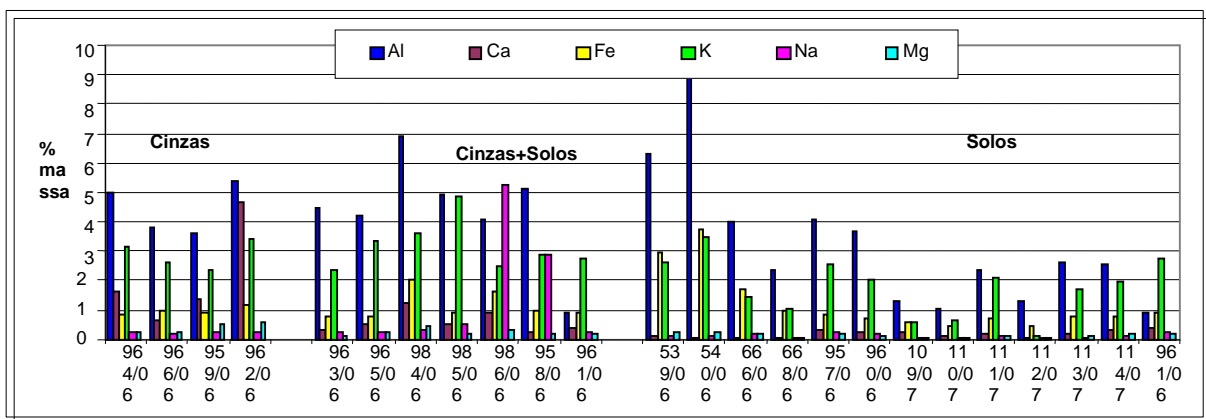


Fig. 42 - Análise elementar das amostras de cinzas e solos

Em termos de heteroátomos (Fig. 43), a presença de N é a mais elevada, sendo os teores indistintos para os vários tipos de amostras. Os teores de enxofre são inferiores a 0.04 % nos solos, mas tendencialmente mais elevados nas cinzas. O Cl é apenas significativo nas cinzas.

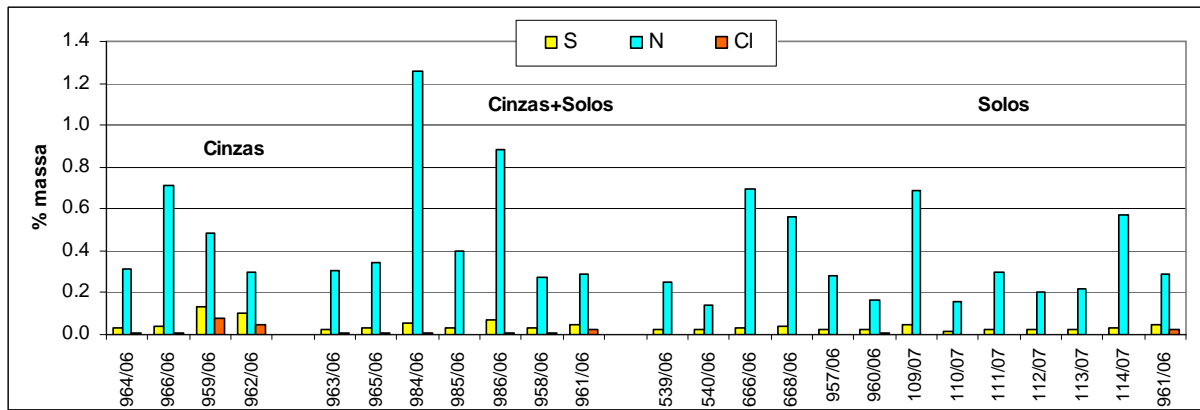


Fig. 43 - Teores em enxofre, azoto e cloro de cinzas e solos

Os teores em carbono são variáveis (Fig. 44). Nas cinzas e misturas, os teores mais elevados deverão corresponder à presença de carbono residual não queimado, proveniente das espécies vegetais ardidas.

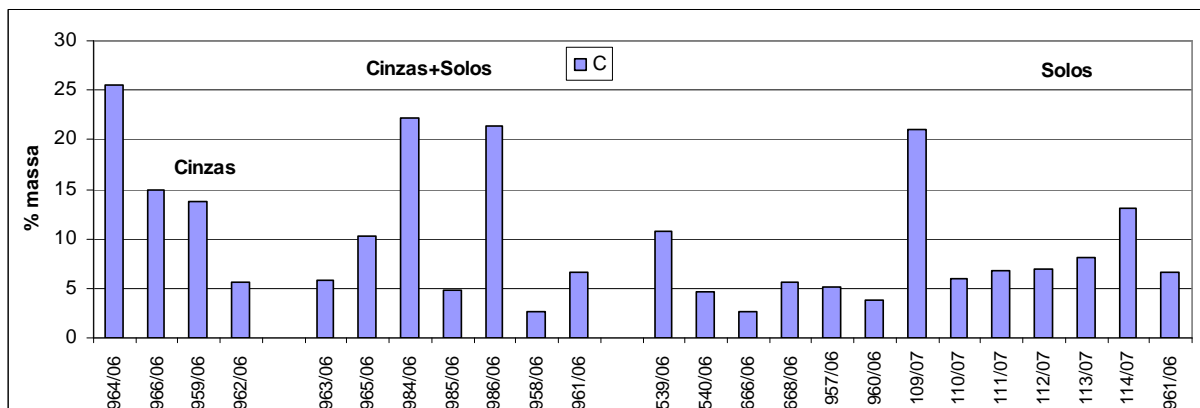


Fig. 44 - Teores em carbono total de cinzas e solos

No que diz respeito à presença de metais pesados, não se detectou a presença de Cd e os teores de outros metais apresentaram-se geralmente abaixo dos 30 mg/kg, à excepção do Zn, com variações entre cerca de 15 e 120 mg/kg, e do Mn, em maiores proporções, de 50 a 2 000 mg/kg em solos e suas misturas com cinzas, e de 700 a 4 000 mg/kg em cinzas (Fig. 45).

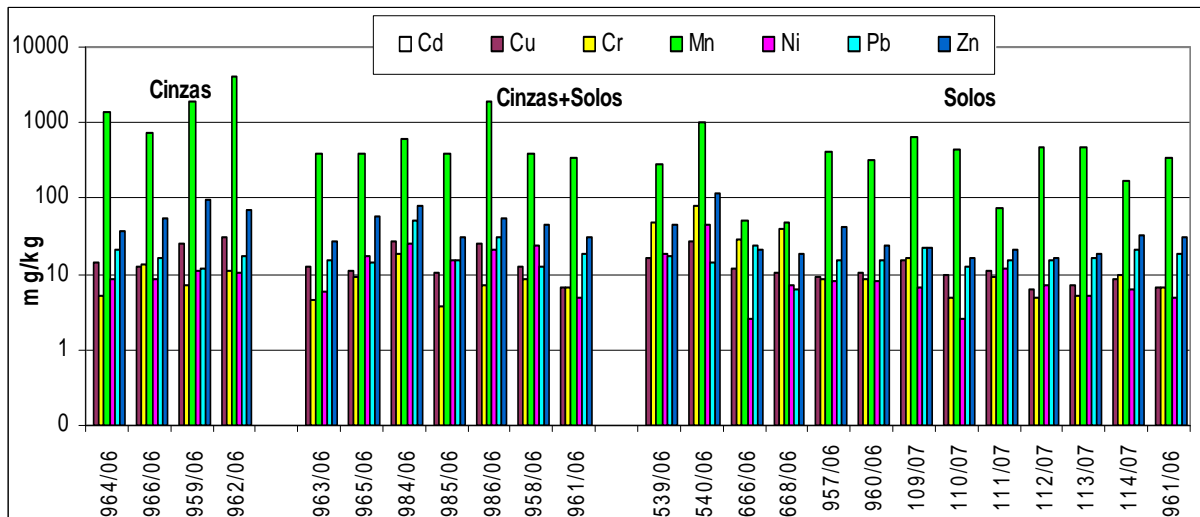


Fig. 45 - Teores em metais pesados de cinzas e solos

No caso do Hg, presente em quantidades inferiores aos outros metais, verificou-se uma diferença acentuada entre os vários tipos de amostras (Fig. 46). Nos solos, verificaram-se valores tendencialmente mais elevados, de 11 a 53 ng/kg nos solos, de 13 a 36 ng/kg nas misturas de cinzas e solos e nas cinzas de 6 a 14 ng/kg. A diminuição da concentração de Hg evidencia a perda do metal por efeito do fogo, dado tratar-se de um metal muito volátil.

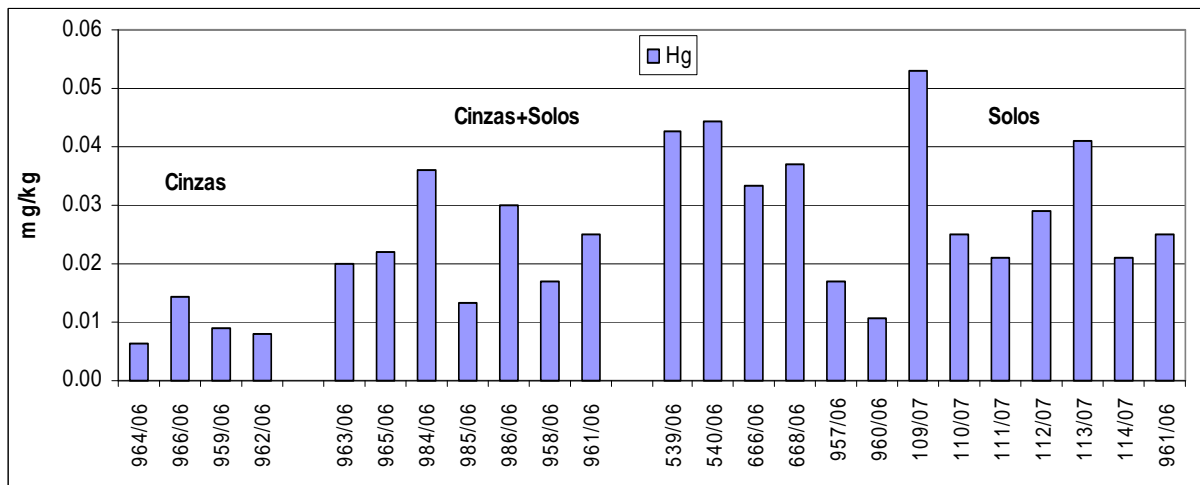


Fig. 46 - Teores de Hg de cinzas e solos

Os Quadro 23, Quadro 24, Quadro 25 e Quadro 26 sintetizam os resultados dos gráficos acima, para as amostras de cinzas, cinzas + solos e solos, respectivamente.

Quadro 23 – Caracterização de cinzas de áreas ardidadas

	964/06	966/06	959/06	962/06
Perda de humidade a 40 °C (%)	3,5	1,6	0,5	0,1
Al (%)	4,99	3,76	3,60	5,37
Ca (%)	1,59	0,68	1,42	4,65
Fe (%)	0,84	0,95	0,87	1,16
K (%)	3,15	2,59	2,40	3,45
Na (%)	0,27	0,15	0,25	0,29
Mg (%)	0,30	0,26	0,50	0,62
Cd (mg/Kg)	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	14,2	12,7	25,1	30,5
Cr (mg/Kg)	5,3	13,0	7,2	10,7
Mn (mg/Kg)	1361	729	1972	4206
Ni (mg/Kg)	8,8	8,3	11,4	10,6
Pb (mg/Kg)	21,3	16,4	12,2	17,5
Zn (mg/Kg)	36,6	54,6	94,9	68,4
S (%)	0,031	0,04	0,13	0,10
C (%)	25,6	14,9	13,8	5,6
N (%)	0,3	0,7	0,5	0,3

Quadro 24 – Caracterização de cinzas + solos de áreas ardidadas

	963/06	965/06	984/06	985/06	986/06	958/06	961/06
Perda de humidade a 40 °C (%)	0,7	13,6	44,3	24,4	43,4	0,1	0,2
Al (%)	4,46	4,21	6,89	4,95	4,03	5,09	0,91
Ca (%)	0,35	0,52	1,20	0,49	0,90	0,23	0,37
Fe (%)	0,78	0,79	2,01	0,91	1,64	0,99	0,91
K (%)	2,36	3,35	3,59	4,89	2,47	2,91	2,71
Na (%)	0,23	0,24	0,32	0,49	5,30	2,91	0,29
Mg (%)	0,09	0,20	0,47	0,16	0,32	0,16	0,18
Cd (mg/Kg)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	12,4	11,1	26,9	10,4	25,8	12,5	6,5
Cr (mg/Kg)	4,6	9,2	18,9	3,8	7,2	8,8	6,8
Mn (mg/Kg)	381	390	616	397	1876	397	352
Ni (mg/Kg)	5,9	17,7	26,0	15,1	20,5	24,5	4,8
Pb (mg/Kg)	14,8	14,5	49,4	15,1	30,0	12,5	18,7
Zn (mg/Kg)	27,8	56,7	79,2	30,7	54,2	45,0	30,5
S (%)	0,02	0,03	0,05	0,03	0,07	0,03	0,05
C (%)	5,8	10,3	22,3	4,8	21,4	2,7	6,6
N (%)	0,3	0,3	1,30	0,4	0,9	0,3	0,3

Quadro 25 – Caracterização de solos de áreas aridas e não aridas

	539/06	540/06	666/06	668/06	957/06	960/06	109/07
Perda de humidade a 40 °C (%)	3,3	6,1	12,0	5,10	11,8	6,7	42,6
Al (%)	6,32	9,03	3,98	2,32	4,06	3,69	1,26
Ca (%)	0,11	0,05	0,03	0,04	0,35	0,25	0,23
Fe (%)	2,93	3,72	1,72	0,97	0,81	0,73	0,53
K (%)	2,61	3,48	1,46	1,06	2,55	2,08	0,63
Na (%)	0,11	0,14	0,18	0,05	0,20	0,16	0,05
Mg (%)	0,24	0,29	0,15	0,05	0,15	0,13	0,07
Cd (mg/Kg)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	15,8	26,4	12,0	10,1	9,0	10,1	14,9
Cr (mg/Kg)	47,1	79,3	28,0	39,6	8,6	8,4	15,8
Mn (mg/Kg)	292	1000	51	48	409	319	644
Ni (mg/Kg)	18,6	45,6	2,6	7,2	7,8	8,2	6,8
Pb (mg/Kg)	17,6	13,8	24,4	6,2	15,0	14,8	23,0
Zn (mg/Kg)	44,8	116,0	20,3	18,1	42,3	23,9	22,3
S (%)	0,02	0,02	0,03	0,04	0,02	0,02	0,05
C (%)	10,8	4,6	2,7	5,6	5,2	3,9	21,0
N (%)	0,2	0,1	0,7	0,6	0,3	0,2	0,7

Quadro 26 – Caracterização de solos (associados a vegetação) de áreas aridas

	110/07	111/07	112/07	113/07	114/07
Perda de humidade a 40 °C (%)	19,6	25,3	27,3	30,2	41,8
Al (%)	1,08	2,38	1,36	2,59	2,53
Ca (%)	0,13	0,16	0,08	0,15	0,36
Fe (%)	0,43	0,72	0,46	0,80	0,77
K (%)	0,67	2,13	0,10	1,72	1,95
Na (%)	0,05	0,10	0,03	0,08	0,11
Mg (%)	0,05	0,11	0,03	0,13	0,15
Cd (mg/Kg)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	9,6	10,9	6,1	7,3	8,4
Cr (mg/Kg)	4,9	9,1	4,8	5,1	9,5
Mn (mg/Kg)	436	76	478	471	167
Ni (mg/Kg)	2,6	12,0	7,0	5,2	6,1
Pb (mg/Kg)	12,7	15,7	15,0	16,6	21,1
Zn (mg/Kg)	16,0	20,9	16,3	18,4	32,7
S (%)	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03
C (%)	6,0	6,8	7,0	8,2	13,1
N (%)	0,2	0,3	0,2	0,2	0,6

4.3.2 Estudo da lixiviação de cinzas e solos amostrados em campo

As amostras de solos e cinzas colhidas em campo foram sujeitas a ensaios de lixiviação, de acordo com a norma Europeia EN 12457, a qual consiste em contactos de porções do material sólido com água desmineralizada, durante períodos de 24 h, com agitação. O eluato é separado por filtração e analisado.

O pH dos eluatos, apresentado na Fig. 47, evidencia diferenças notórias, sendo mais alcalino no caso das cinzas, baixando no caso das misturas de cinzas com solos e revelando-se já na gama ácida no caso dos solos.

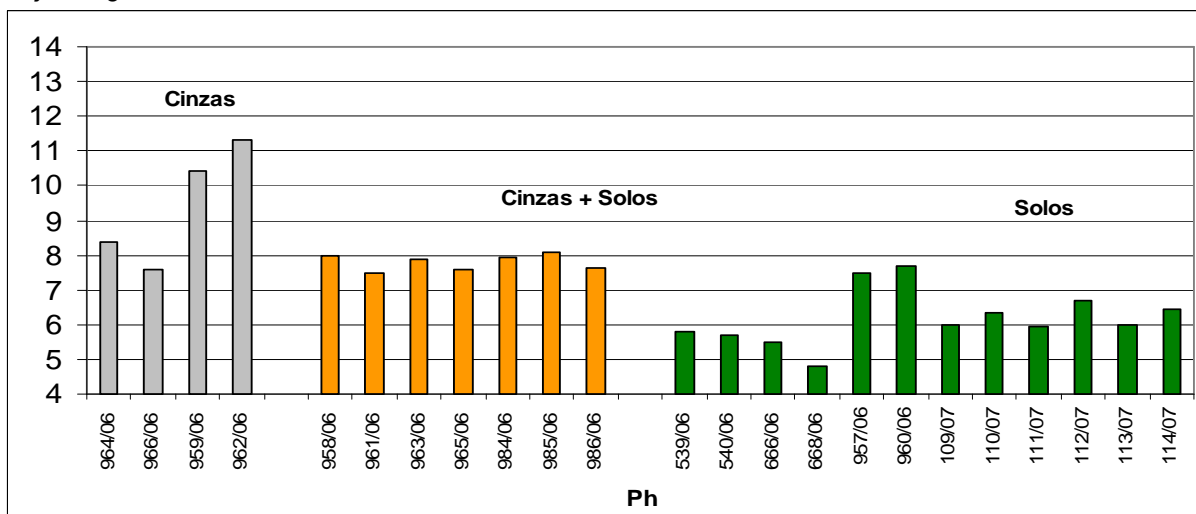


Fig. 47 - pH de eluatos de lixiviação de cinzas e solos

A condutividade dos eluatos, correspondente à carga de sólidos dissolvidos, apresentou-se também diferente nos vários tipos de amostras; mais elevada no caso das cinzas, baixando nas misturas de solos e cinzas e os apresentando menores valores em solos (Fig. 48). Tal facto traduz uma maior solubilidade das cinzas do que nas amostras de solos.

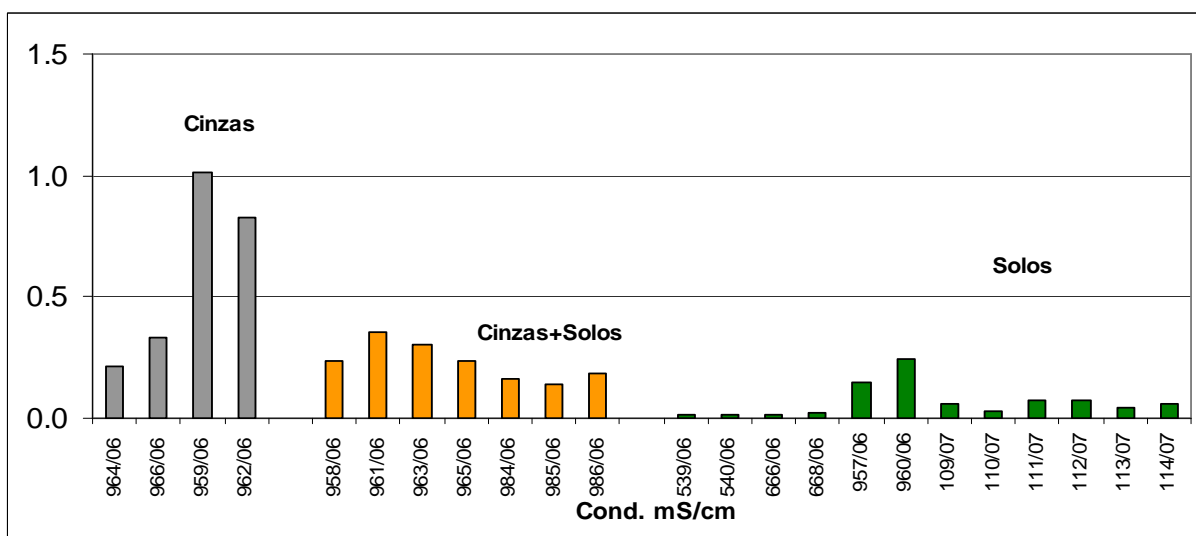


Fig. 48 - Condutividade de eluatos de lixiviação de cinzas e solos

As espécies que contribuem maioritariamente para a carga solúvel são o Ca e o K, seguindo-se o Na e Mg. O Al e o Fe, menos solúveis, apenas contribuem marginalmente para a carga de sólidos dissolvidos no caso de algumas amostras, parecendo esta ocorrência ser mais evidente no caso da presença de solos (Fig. 49).

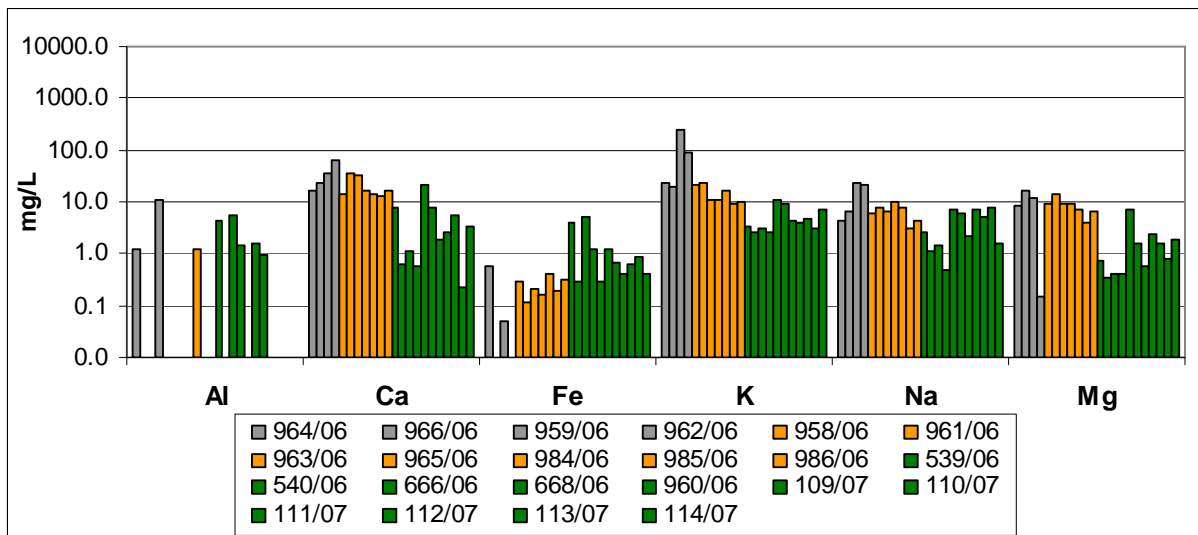


Fig. 49 - Solubilização de elementos maiores por lixiviação de cinzas e solos

No que diz respeito à solubilização de metais pesados, verificou-se que para a maioria das amostras os metais não são libertados em níveis significativos, à excepção do Zn e do Mn, o que se observa indistintamente para os vários tipos de amostras (Fig. 50).

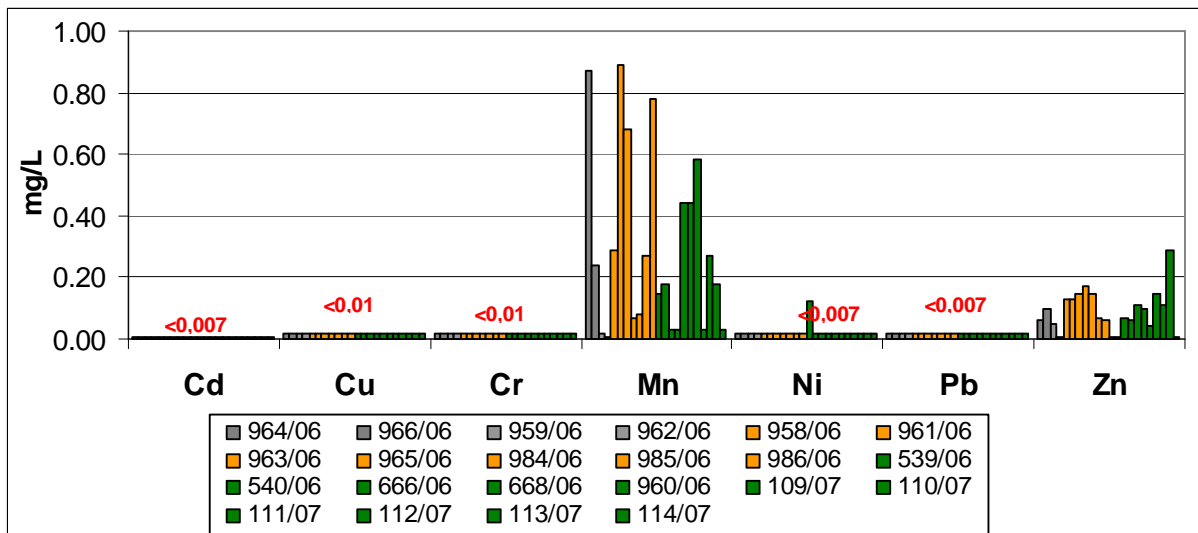


Fig. 50 - Solubilização de metais pesados por lixiviação de cinzas e solos

A solubilização de aniões verificou-se ser relativamente baixa para o caso dos solos e misturas de solos com cinzas, verificando-se que algumas cinzas apresentam maiores níveis de solubilização de sulfato e cloro (Fig. 51).

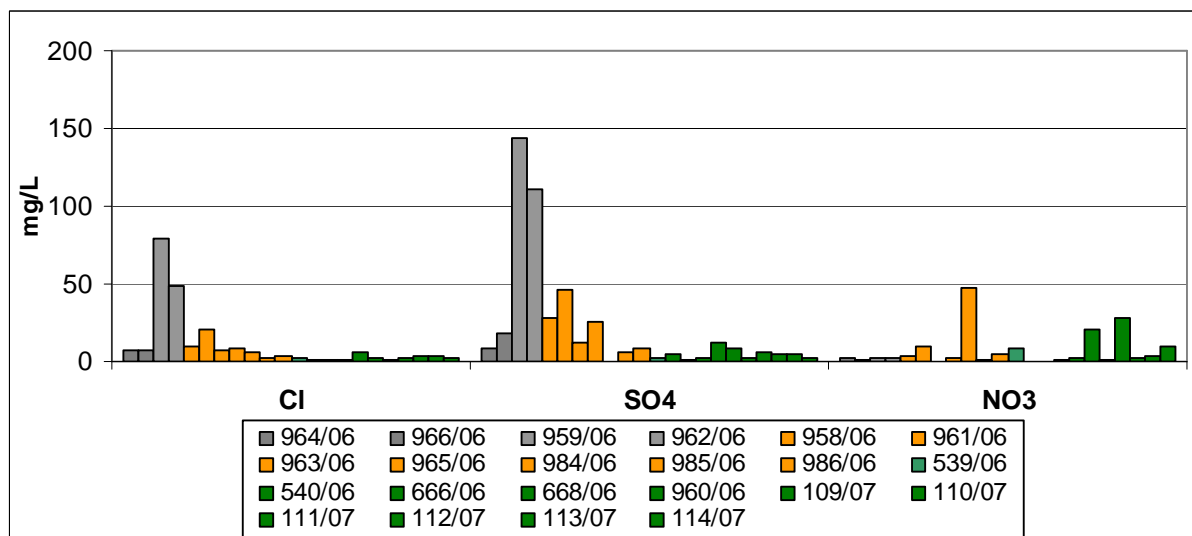


Fig. 51 - Solubilização de cloro, sulfatos e nitratos por lixiviação de cinzas e solos

Os Quadro 27, Quadro 28, Quadro 29 e Quadro 30 sintetizam a informação apresentada nas figuras anteriores.

Quadro 27 – Caracterização dos lixiviados de cinzas de áreas ardidas

	964/06	966/06	959/06	962/06
pH	8,4	7,6	10,4	11,3
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,215	0,330	1,010	0,829
Cl (mg/l)	7,1	7,2	79,2	48,7
SO ₄ (mg/l)	8,9	18,5	144,1	110,7
NO ₃ (mg/l)	2,8	1,6	2,4	2,3
Al (mg/l)	1,2	< 0,1	< 0,1	10,9
Ca (mg/l)	17,0	24,0	35,1	63,8
Fe (mg/l)	0,6	< 0,1	0,05	< 0,1
K (mg/l)	23,1	19,2	240,3	91,5
Na (mg/l)	4,38	6,59	22,35	21,21
Mg (mg/l)	8,7	16,8	12,3	0,2
Cd (mg/l)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cu (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cr (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mn (mg/l)	0,87	0,24	0,02	< 0,05
Ni (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Pb (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Zn (mg/l)	0,06	0,10	0,05	< 0,05

Quadro 28 – Caracterização dos lixiviados de cinzas + solos de áreas ardidas

	958/06	961/06	963/06	965/06	984/06	985/06	986/06
pH	8,0	7,5	7,9	7,6	7,9	8,1	7,7
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,240	0,355	0,305	0,238	0,166	0,140	0,183
Cl (mg/l)	9,2	20,9	7,3	8,0	5,5	2,7	3,7
SO ₄ (mg/l)	28,0	46,6	12,5	25,5	< 1	6,1	8,1
NO ₃ (mg/l)	3,5	9,2	0,0	2,2	47,4	1,6	4,4
Al (mg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	1,2	< 0,1	< 0,1
Ca (mg/l)	14,6	36,7	336,	17,0	14,2	13,3	17,0
Fe (mg/l)	0,3	0,1	0,2	0,2	0,4	0,2	0,3
K (mg/l)	21,7	22,9	10,9	10,9	16,6	9,4	9,9
Na (mg/l)	5,90	7,99	6,44	9,70	7,50	3,12	4,21
Mg (mg/l)	9,5	13,9	8,9	9,1	7,1	3,9	6,5
Cd (mg/l)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cu (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cr (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mn (mg/l)	0,29	0,89	0,68	0,07	0,08	0,27	0,78
Ni (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Pb (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Zn (mg/l)	0,13	0,13	0,15	0,17	0,15	0,07	0,06

Quadro 29 – Caracterização dos lixiviados de solos de áreas ardidas e não ardidas

	539/06	540/06	666/06	668/06	957/06	960/06	109/07
pH	5,8	5,7	5,5	4,8	7,5	7,7	6,0
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,018	0,018	0,016	0,024	0,151	0,241	0,062
Cl (mg/l)	2,5	1,3	1,1	1,2	2,9	5,5	2,4
SO ₄ (mg/l)	1,9	5,0	1,7	1,9	11,2	11,6	8,0
NO ₃ (mg/l)	8,4	< 1	< 1	1,3	1,3	2,3	21,3
Al (mg/l)	4,3	< 0,1	5,7	1,5	2,5	< 0,1	1,6
Ca (mg/l)	8,0	0,6	1,1	0,6	12,7	20,9	8,0
Fe (mg/l)	3,9	0,3	4,9	1,2	1,5	0,3	1,2
K (mg/l)	3,4	2,7	3,2	2,6	10,3	11,1	9,6
Na (mg/l)	2,50	1,10	1,40	0,50	4,90	6,90	5,82
Mg (mg/l)	0,7	0,3	0,4	0,4	6,1	7,1	1,6
Cd (mg/l)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cu (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cr (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Mn (mg/l)	0,15	0,18	0,03	0,03	0,45	0,44	0,44
Ni (mg/l)	0,12	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Pb (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Zn (mg/l)	< 0,05	< 0,05	0,07	0,06	0,09	0,11	0,10

Quadro 30 – Caracterização dos lixiviados de solos (associados a vegetação) de áreas aridas

	110/07	111/07	112/07	113/07	114/07
pH	6,3	5,9	6,7	6,0	6,4
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	0,033	0,073	0,074	0,048	0,059
Cl (mg/l)	1,2	2,5	3,1	3,3	2,0
SO ₄ (mg/l)	2,8	6,2	5,3	4,6	2,6
NO ₃ (mg/l)	0,9	28,6	2,8	3,1	9,3
Al (mg/l)	0,9	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ca (mg/l)	1,9	2,6	5,6	0,2	3,2
Fe (mg/l)	0,7	0,4	0,6	0,9	0,4
K (mg/l)	4,4	3,9	4,9	3,2	7,1
Na (mg/l)	2,11	7,44	4,94	7,63	1,57
Mg (mg/l)	0,6	2,4	1,6	0,8	1,9
Cd (mg/l)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cu (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cr (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,02	< 0,02
Mn (mg/l)	0,58	0,03	0,27	0,18	0,03
Ni (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Pb (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Zn (mg/l)	0,04	0,15	0,11	0,29	< 0,05

4.4 Caracterização de cinzas de biomassa florestal

4.4.1 Caracterização da massa florestal utilizada nos ensaios de combustão e análise das cinzas

Foram colhidas espécies de biomassa pelos parceiros de projecto do ESACB nas áreas estudadas, com vista ao estudo da composição das suas cinzas de combustão, de modo a poder avaliar-se o seu potencial poluente para os recursos hídricos e solos. O primeiro lote consistiu de várias espécies de biomassa de natureza arbustiva, as quais se identificam nas Fig. 52, Fig. 53, Fig. 54, Fig. 55, Fig. 56, Fig. 57, Fig. 58, Fig. 59 e Fig. 60. Estas espécies foram secas ao ar e posteriormente sujeitas a um processo de queima em instalação apropriada.

Foram retiradas amostras de cada espécie para análise. Determinou-se a humidade residual e efectuou-se a moagem para análise posterior, e cujos resultados são apresentados nos subcapítulos seguintes. Estas amostras foram queimadas individualmente numa mufla laboratorial de forma a efectuar o estudo da variabilidade das cinzas produzidas.



Fig. 52 - *Genista triacanthos* (Giesta) / LCMM 972/06



Fig. 53 - *Erica* (Urze) / LCMM 973/06



Fig. 54 - *Cistus crispus* (Roselha-pequena)/LCMM 974/06



Fig. 55 - *Cistus ladanifer* (Esteva) / LCMM 975/06



Fig. 56 - *Chamaespartium tridentatum* (Carqueja)/LCMM 976/06



Fig. 57 - *Halimium* sp. / LCMM 977/06



Fig. 58 - *Lavandula stoechas* (Rosmaninho)/LCMM 978/06



Fig. 59 - *Calluna vulgaris* (Queiroga) / LCMM 979/06



Fig. 60 - *Phylliera angustifolia* / LCMM 980/06

Posteriormente foram analisadas as cinzas de espécies arbóreas, a saber:

- Pinheiro – folhas e pequenos ramos;
- Oliveira – folhas e pequenos ramos;
- Eucalipto – cascas e folhas.

4.4.2 Caracterização das cinzas da biomassa florestal

4.4.2.1 Ensaio de combustão da biomassa

Foram queimados 67,852 kg de arbustos, das espécies acima citadas, numa instalação de “Ensaio de Ignitabilidade” do Laboratório de Ensaio de Reacção ao Fogo (LNEC/LERF), que se apresenta na Fig. 61. A combustão foi efectuada em várias etapas, englobando misturas das várias espécies, de acordo com os lotes de colheita, tendo a cinza sido recolhida em conjunto. A massa de cinzas obtidas foi de 0,892 kg, o que corresponde a um rendimento global de produção de cinza de 1,3 %.

Efectuou-se a monitorização das temperaturas de combustão da biomassa utilizando um termopar tipo K, localizado periodicamente no seio do volume de chama e no leito de cinza; este termopar foi por sua vez ligado a um registador. A combustão processou-se em câmara aberta com escoamento livre sem confinamento (sendo usada ventilação moderada apenas para escoamento de fumos da sala de ensaio), de forma a melhor reproduzir as condições de incêndio em ambiente natural.

A não existência de factores de intempérie natural ou condicionamento de fogo, proporcionou a combustão praticamente completa da biomassa, quer das folhas, quer dos caules, obtendo-se uma cinza fina e clara, sem fragmentos não queimados. Dada a natureza turbulenta e não estacionária do processo de combustão da biomassa verificaram-se dificuldades na obtenção de registos de temperatura, obtendo-se apenas registos instantâneos.



Fig. 61 - Ensaio de Combustão de biomassa arbustiva no LNEC/LERF

No Quadro 31 apresentam-se os registos instantâneos obtidos num período de 20 min. As temperaturas mais elevadas verificaram-se na fase inicial de combustão, no seio das chamas, sendo as temperaturas na zona de combustão do char geralmente inferiores a 500°C.

Quadro 31 – Temperaturas instantâneas de combustão de biomassa arbustiva

8 registos	271–350 °C
14 registos	349 – 428 °C
22 registos	428 - 506 °C
20 registos	506 – 585 °C
8 registos	585 – 663 °C

No Quadro 32 apresenta-se a caracterização elementar das cinzas obtidas nos ensaios referidos, para estas espécies arbustivas, bem como os resultados do estudo de libertação dos vários componentes, de acordo com o procedimento de lixiviação. Estes valores não consideram os ensaios da queima dos materiais de espécies arbóreas nem dos resultados dos processos de lixiviação desses mesmos materiais arbóreos. Os resultados relativos aos materiais arbóreos são apresentados no subcapítulo seguinte.

Quadro 32 – Caracterização das cinzas de combustão de biomassa arbustiva

Ref.ª LCMM		1130 Cinza de Arbustos - Queima 1	
Parâmetro	Unidade	Cinza	Lix mg/L
Al	(%)	2,32	<1,0
Ca	(%)	9,62	8,23
Fe	(%)	1,08	<0,05
K	(%)	1,77	10007
Na	(%)	1,51	958
Mg	(%)	0,51	0,13
Cd	(mg/Kg)	2,1	<0,02
Cu	(mg/Kg)	209	<0,05
Cr	(mg/Kg)	81	<0,05
Mn	(mg/Kg)	145	<0,02
Ni	(mg/Kg)	43	<0,05
Pb	(mg/Kg)	29	<0,05
Zn	(mg/Kg)	842	<0,02
S	(%)	0,93	
C	(%)	15,5	
H	(%)	0,6	
N	(%)	0,3	
Ph	-		12,3
Cond	mScm-1		0,022
Eh	V		0,21
Cl	mg/L		1379
SO4	mg/L		3277
NO3	mg/L		139

4.4.2.2 Caracterização das cinzas de combustão de biomassa (espécies arbustivas e arbóreas)

Além das amostras de arbustos, foram também queimadas ramagem de oliveira, ramagem e casca de eucalipto e ramagem de pinheiro na instalação de “Ensaio de Ignitabilidade” do Laboratório de Ensaio de Reacção ao Fogo (LNEC/LERF), que se apresenta na Fig. 61, com vista à caracterização das cinzas deste tipo de biomassa. Posteriormente foram realizados ensaios de lixiviação das cinzas desta biomassa, cujos resultados são também apresentados.

As amostras de biomassa foram obtidas a partir das amostras recebidas para os ensaios de combustão, procurando-se obter uma amostra representativa de cada espécie incluída nos diversos lotes. As amostras foram secas e moídas a 40 °C. As análises foram realizadas após redução do material a cinza, em mufla a 550 °C.

4.4.2.2.1 Caracterização das cinzas de biomassa, com referência a cada espécie vegetal

Nos Quadro 33, Quadro 34, Quadro 35 e Quadro 36 apresenta-se o teor de humidade reportado em verde e o teor de cinzas, para o teor reportado (em verde), assim como as concentrações em diversos elementos para diferentes espécies arbustivas e arbóreas individualmente.

Quadro 33 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbustivas (*Ulex* e *Erica*)

	<i>Ulex minor I</i>	<i>Ulex minor II</i>	<i>Cistus crispus</i>	<i>Erica arborea I</i>	<i>Erica arborea II</i>
Humidade da biomassa em verde (%)	27,9	27,9	40,8	37,1	33,0
Cinza (% da biomassa em verde)	0,939	1,400	1,163	3,916	1,689
Al (%)	1,33	0,68	1,54	1,14	1,35
Ca (%)	9,07	12,10	9,97	5,83	10,09
Fe (%)	0,77	0,40	0,96	0,63	0,60
K (%)	6,65	15,40	6,18	2,56	11,97
Na (%)	1,46	0,58	1,49	0,16	0,67
Mg (%)	4,71	3,40	5,72	1,39	4,44
Cd (mg/kg)	< 5	< 5	< 5	< 5	5,0
Cu (mg/Kg)	245	258	325	60	189
Cr (mg/Kg)	49	100	166	40	64
Mn (mg/Kg)	13949	6276	6730	5803	24307
Ni (mg/Kg)	111	136	209	87	136
Pb (mg/Kg)	< 10	39	28	< 10	34
Zn (mg/Kg)	594	696	643	463	524

Quadro 34 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbustivas (*Cistus* e *Chamaespartum*)

	<i>Cistus lanadifer I</i>	<i>Cistus lanadifer II</i>	<i>Cistus monspeliensis</i>	<i>Chamaespartum tri. I</i>	<i>Chamaespartum tri. II</i>
Humidade da biomassa em verde (%)	57,7	57,9	40,9	35,9	35,9
Cinza (% da biomassa em verde)	1,889	1,862	1,448	0,900	0,810
Al (%)	1,18	0,76	1,02	1,41	0,68
Ca (%)	7,56	15,17	8,78	12,08	8,13
Fe (%)	0,67	0,28	0,52	1,21	0,40
K (%)	5,31	5,14	6,49	8,19	13,04
Na (%)	0,76	0,40	0,78	1,48	0,95
Mg (%)	7,56	3,20	1,75	2,47	4,23
Cd (mg/kg)	< 5	20,1	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	69	60	118	196	255
Cr (mg/Kg)	25	17	37	63	76
Mn (mg/Kg)	1049	8093	12245	3119	9732
Ni (mg/Kg)	47	57	90	64	116
Pb (mg/Kg)	13	27	20	32	17
Zn (mg/Kg)	636	749	998	1824	1263

Quadro 35 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbustivas (*Lavandula*, *Calluna*, etc.)

	<i>Lavandula luisieri</i>	<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Philyrea ang. I</i>	<i>Philyrea ang. II</i>	<i>Erica australis</i>
Humidade da biomassa em verde (%)	55,7	52,4	40,4	40,4	52,4
Cinza (% da biomassa em verde)	2,258	1,703	2,438	1,709	0,821
Al (%)	0,97	1,29	0,32	0,20	0,80
Ca (%)	4,95	5,79	6,36	14,69	7,29
Fe (%)	0,67	0,88	0,20	0,16	0,40
K (%)	6,02	5,83	3,90	5,19	8,37
Na (%)	2,12	0,87	0,29	0,30	1,25
Mg (%)	3,05	2,37	1,23	2,96	3,81
Cd (mg/kg)	< 5	< 5	< 5	6,8	0,8
Cu (mg/Kg)	117	94	92	226	341
Cr (mg/Kg)	32	40	20	20	41
Mn (mg/Kg)	2683	3578	4312	34569	22762
Ni (mg/Kg)	44	113	51	49	110
Pb (mg/Kg)	11	11	9	20	30
Zn (mg/Kg)	709	293	579	1050	673

Quadro 36 – Análise de cinzas de biomassa de espécies arbóreas

	<i>Olea europaea</i> (ramagens)	<i>Eucalyptus globulus</i> (cascas)	<i>Eucalyptus globulus</i> (ramagens)	<i>Pinus pinaster</i> (ramagens)
Humidade da biomassa em verde (%)	35,0	38,0	52,0	59,0
Cinza (% da biomassa em verde)	2,927	3,127	3,032	1,716
Al (%)	0,09	0,89	0,31	1,31
Ca (%)	4,40	8,06	5,44	10,10
Fe (%)	0,16	0,07	0,22	0,38
K (%)	2,97	1,67	2,01	8,45
Na (%)	0,11	0,24	0,80	1,51
Mg (%)	1,01	1,44	1,39	3,68
Cd (mg/kg)	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	238	25	50	61
Cr (mg/Kg)	15	37	8	26
Mn (mg/Kg)	1428	2839	14788	3126
Ni (mg/Kg)	54	21	43	37
Pb (mg/Kg)	11	6,40	6	14
Zn (mg/Kg)	253	48	82	538

4.4.2.2.2 Caracterização das cinzas de biomassa, por lote de espécies vegetais

Das espécies colhidas em campo compuseram-se também diversos lotes, alguns deles compostos por um agregado de espécies (no caso das espécies arbustivas) para ensaios de combustão, com vista à caracterização das suas cinzas. Esta agregação de espécies arbustivas teve por objectivo replicar de forma aproximada as condições de produção de cinzas numa área ardida, com coberto vegetal dominado por espécies arbustivas, as quais tendem a ocorrer em associações florísticas.

O lote designado por Arbustos I era constituído essencialmente por: *Ulex minor* I, *Cistus crispus*, *Erica arborea* I, *Cistus lanadifer* I, *Cistus monspeliensis*, *Chamaespartum tridentatum* I, *Lavandula luisieri*, *Calluna vulgaris* e *Philyrea angustifolia* I.

O lote designado por Arbustos II era constituído por: *Ulex minor* II, *Erica arborea* II, *Cistus lanadifer* II, *Chamaespartum tridentatum* II, *Philyrea angustifolia* II e *Erica australis*.

Os restantes lotes eram constituídos por fracções de uma única espécie seleccionada (e.g. lote eucalipto-cascas, lote oliveira-ramagens, lote eucalipto-ramagens, lote pinheiro-ramagens)

Na Fig. 62 apresenta-se a taxa de produção de cinzas para cada tipo de amostra ensaiada. Os teores de cinza obtidos variaram entre 1,3 e 3,6% (relativos à massa inicial de biomassa usada em cada ensaio, com uma humidade reduzida (em avaliação). Verificou-se que os teores são mais elevados no caso das cinzas de eucalipto, quer de folhas, quer de casca.

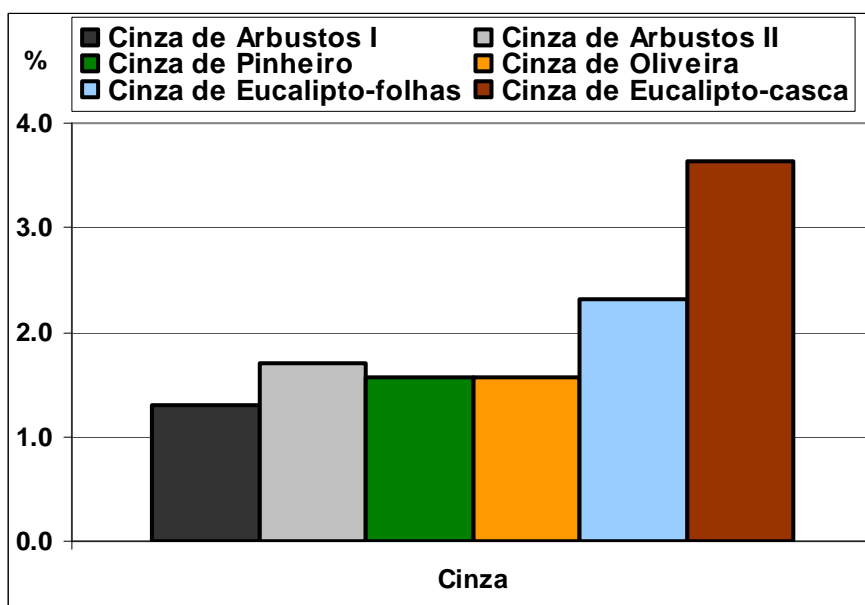


Fig. 62 - Taxa de produção de cinzas de combustão de biomassas

A caracterização elementar das cinzas obtidas nos ensaios referidos é apresentada nas figuras seguintes. O Quadro 37, que encerra este subcapítulo, apresenta os resultados destas figuras de forma sintetizada. As cinzas obtidas nos ensaios de combustão, apresentam teores importantes de Ca e K, e, em menor quantidade, Mg, Na, Fe e Al (Fig. 63).

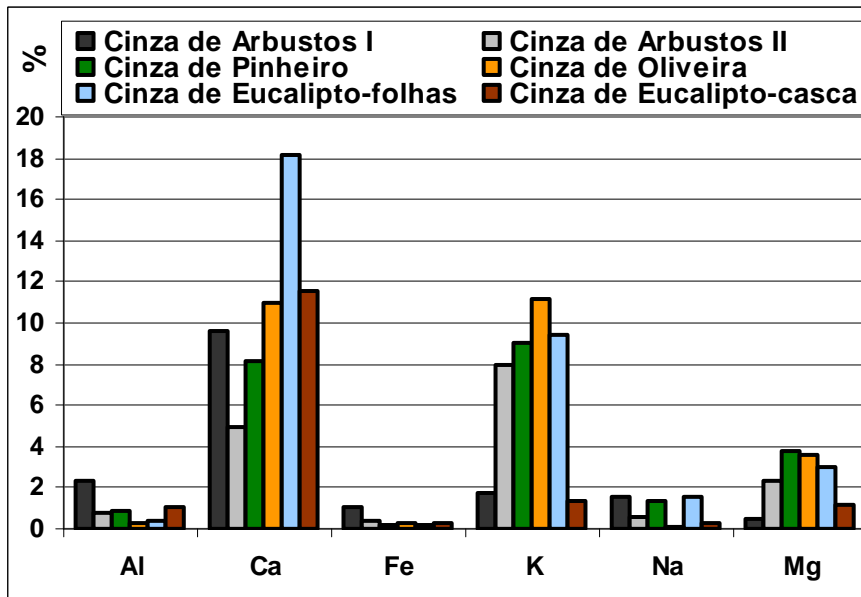


Fig. 63 - Composição elementar de cinzas de combustão de biomassa

Na Fig. 64 apresentam-se os teores em C presentes nas cinzas, indicando a existência de material carbonoso incompletamente queimado. Os teores variaram entre 15 e 35%, sendo as cinzas de Eucalipto, de Pinheiro e as cinzas de casca de Eucalipto que apresentaram maiores níveis de inqueimados.

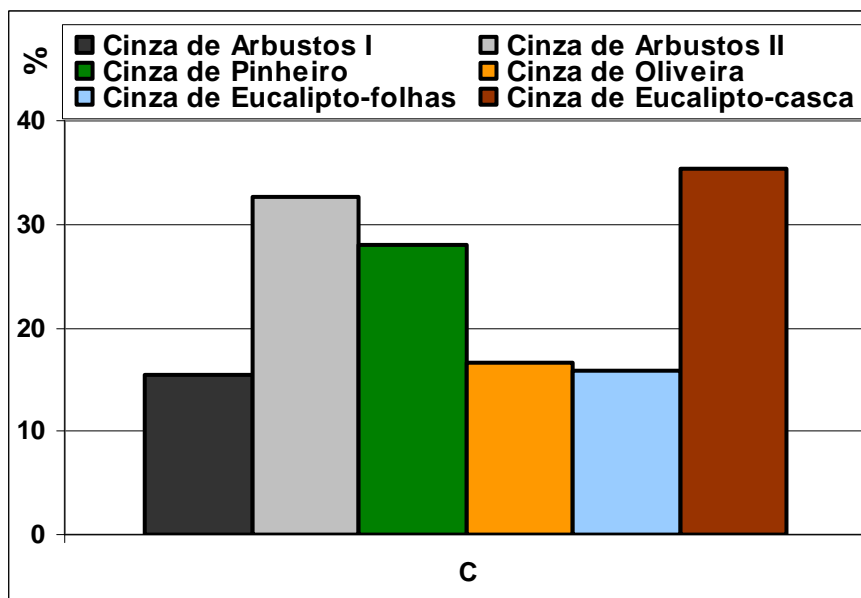


Fig. 64 - Teor em carbono de cinzas de combustão de biomassa

As cinzas de biomassa apresentam teores variáveis de S, N e Cl. As cinzas de Eucalipto são as que apresentam maiores teores de Cl (Fig. 65).

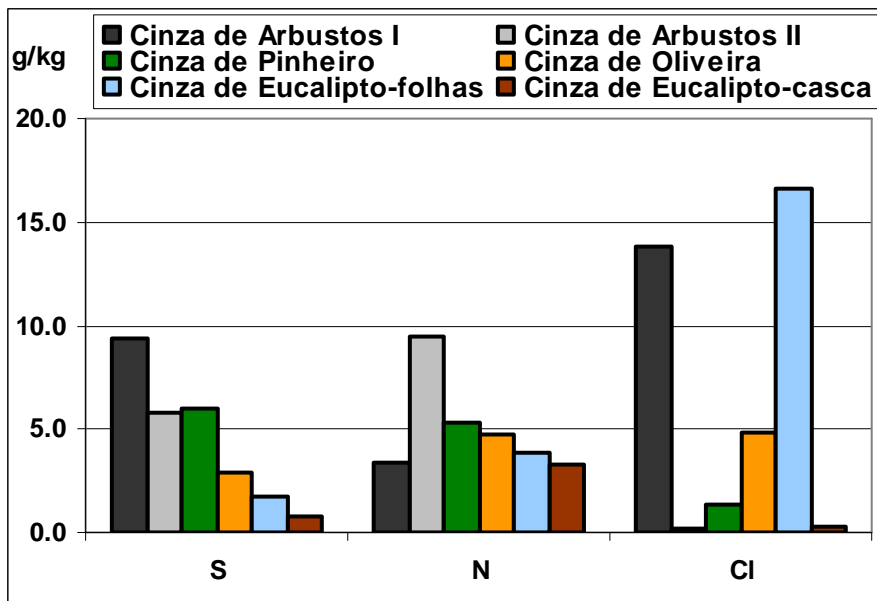


Fig. 65 - Teores em enxofre, azoto e cloro de combustão de biomassas

Não se encontraram níveis de Cd detectáveis nas cinzas de biomassa, no entanto os valores de Zn são significativos, verificando-se também vestígios de Cu, Ni e Pb (Fig. 66).

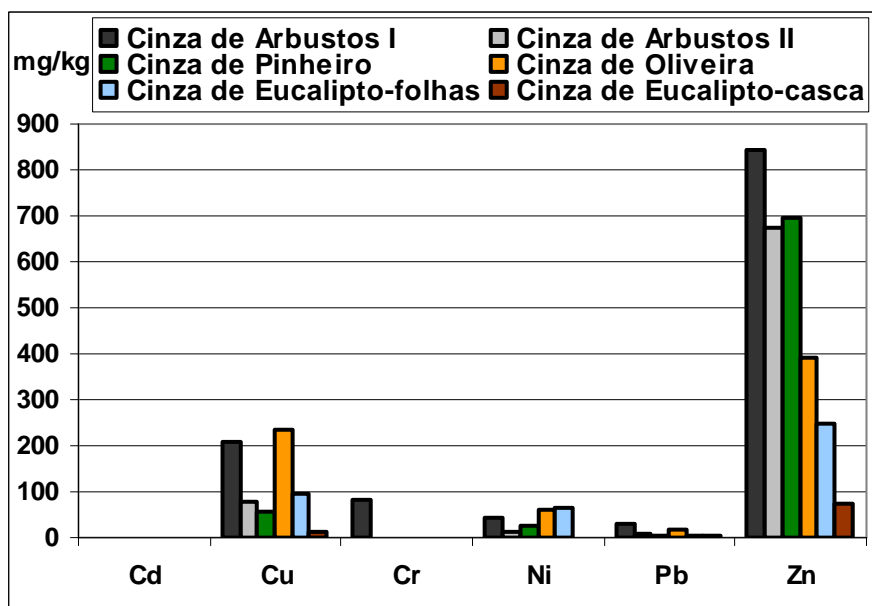


Fig. 66 - Teores de metais pesados em cinzas de combustão de biomassas

O manganês encontra-se em níveis superiores ao dos outros metais pesados, sendo especialmente importante em cinzas de eucalipto (Fig. 67).

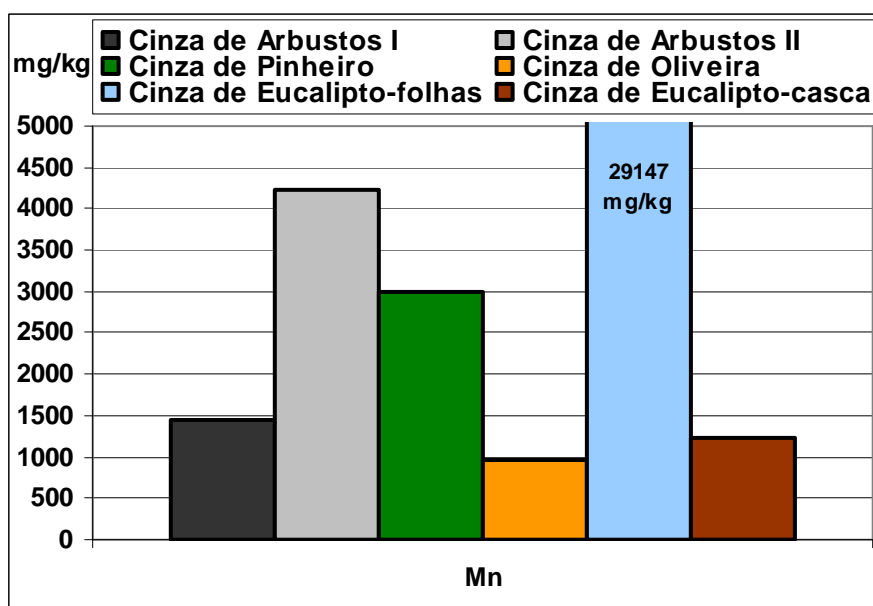


Fig. 67 - Teor em Mn de cinzas de combustão de biomassas

O Quadro 37, abaixo, resume os resultados da caracterização das cinzas, por lotes de vegetação, obtidas nos ensaios de combustão.

Quadro 37 – Análise das cinzas de biomassa dos ensaios de combustão por lote de espécies

	<i>Arbustos I</i>	<i>Arbustos II</i>	<i>Olea europaea - ramagens</i>	<i>Eucalyptus globulus - ramagens/folhas</i>	<i>Eucalyptus globulus - casca</i>	<i>Pinus pinaster - ramagens</i>
Cinza (% biomassa verde)	1,3	1,7	1,6	2,3	3,6	1,8
Al (%)	2,32	0,78	0,33	0,37	1,11	0,84
Ca (%)	9,62	4,94	11,00	18,16	11,55	8,15
Fe (%)	1,08	0,35	0,28	0,23	0,27	0,23
K (%)	1,77	7,98	11,15	9,38	1,37	9,04
Na (%)	1,51	0,60	0,10	1,51	0,28	1,31
Mg (%)	0,51	2,33	3,60	3,00	1,14	3,74
Cd (mg/kg)	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5	< 5
Cu (mg/Kg)	209	80	234	96	13	55
Cr (mg/Kg)	81	0,0	0,0	0,0	< 5	< 5
Ni (mg/Kg)	43	12	62	66	< 5	28
Pb (mg/Kg)	29	7	16	6	3	4
Zn (mg/Kg)	842	676	391	247	74	694
Mn (mg/Kg)	1454	4225	976	29147	1240	3000
C (%)	15,5	32,6	16,5	15,8	35,2	28,1

4.4.2.2.3 Estudo da lixiviação de cinzas de biomassa

O estudo da lixiviação das cinzas da biomassa ardida foi realizado por ensaios de lixiviação normalizados, de acordo com o método definido na norma EN 12457. Estes ensaios tinham por objectivo avaliar o potencial de transferência das espécies químicas para o meio hídrico e com possível impacto sobre a qualidade das águas. As cinzas de biomassa geraram, de uma forma geral, eluatos bastante alcalinos, acima de 11, com valores mais elevados do que os encontrados para as cinzas de campo e solos (Fig. 68).

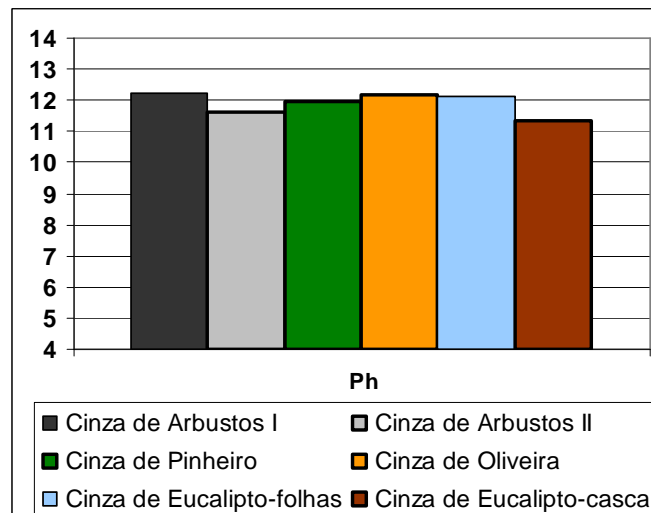


Fig. 68 - pH de eluatos de lixiviação de cinzas de combustão de biomassas

Os níveis de condutividade encontrados mostraram ser também bastante mais elevados do que os das cinzas de campo e solos (Fig. 69). A elevada solubilidade das cinzas deve-se essencialmente à presença de K e Na solúveis, verificando-se que o Al e Fe não são solubilizados nestas condições (Fig. 70).

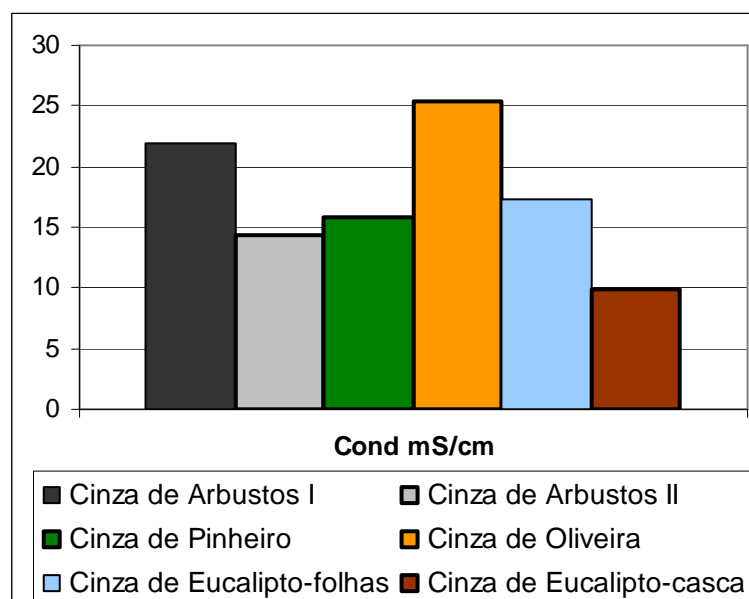


Fig. 69 - Condutividade de eluatos de lixiviação de cinzas de combustão de biomassas

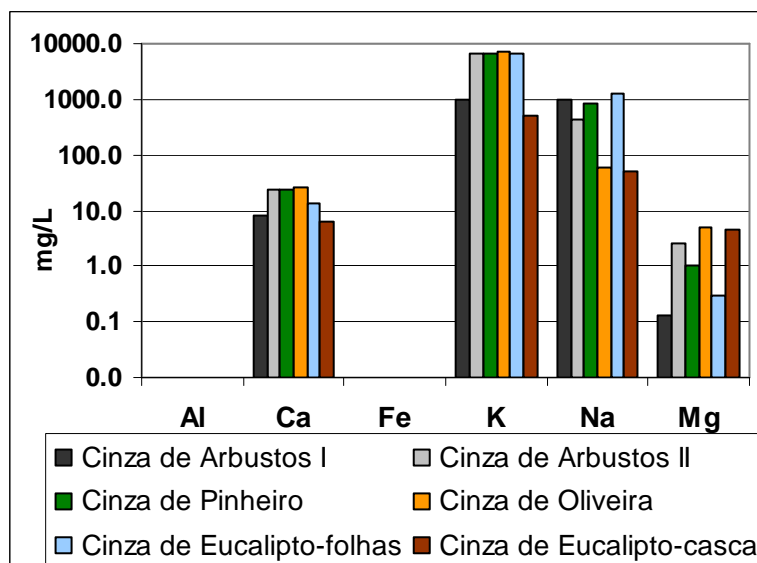


Fig. 70 - Solubilização de elementos maiores por lixiviação de cinzas de combustão de biomassas

A lixiviação de metais pesados a partir das cinzas de biomassa verificou-se ser insignificante, ocorrendo casos pontuais de lixiviação das cinza de eucalipto-folhas, de Cr, Ni e Pb (Fig. 71).

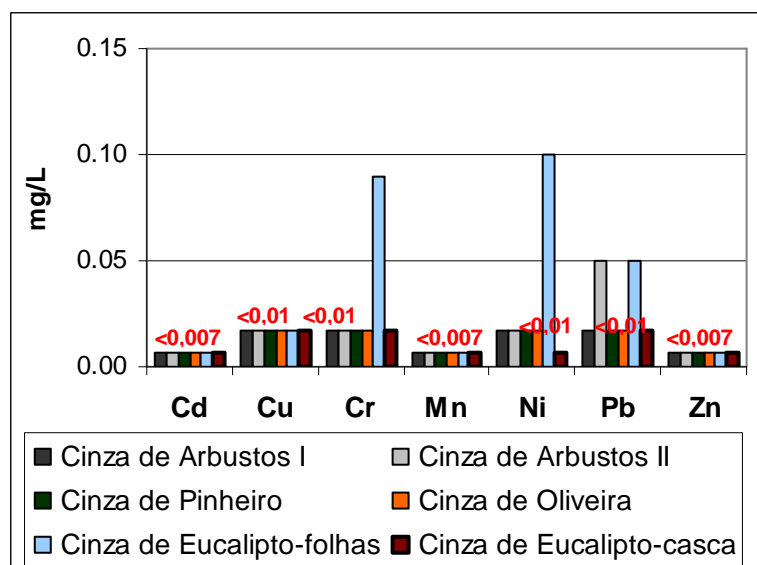


Fig. 71 - Solubilização de metais pesados por lixiviação de cinzas de combustão de biomassas

A lixiviação de aniões é variável, sendo a lixiviação de NO_3 em geral baixa. A solubilização de Cl é também variável, sendo mais pronunciada a solubilização de sulfato, obtido por combustão do S presente nas amostras de biomassa (Fig. 72).

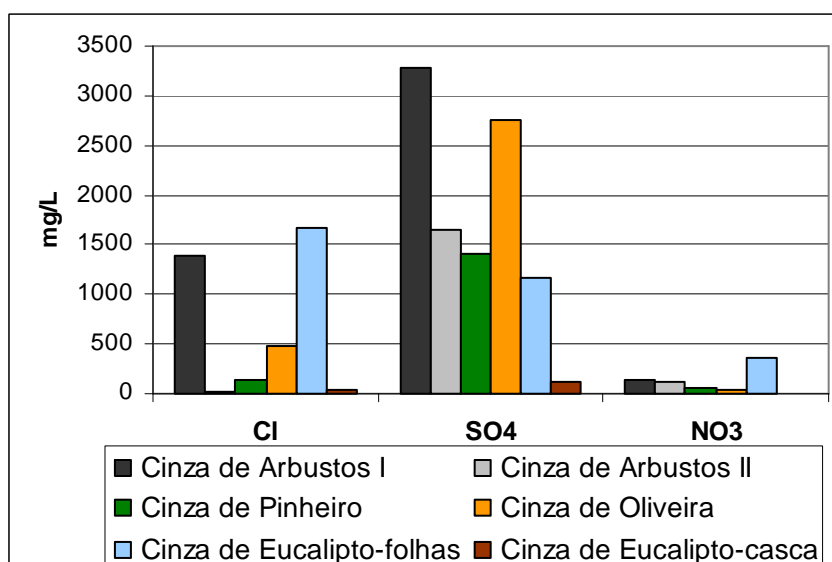


Fig. 72 - Solubilização de cloro, sulfatos e nitratos por lixiviação de cinzas de combustão de biomassas

O Quadro 38 sintetiza a informação contida nas figuras acima, relativamente aos lixiviados das cinzas de biomassa dos ensaios de combustão.

Quadro 38 – Lixiviação das cinzas de biomassa dos ensaios de combustão por lote de espécies (norma EN 12457)

	<i>Arbustos I</i>	<i>Arbustos II</i>	<i>Olea europaea - ramagens</i>	<i>Eucalyptus globulus - ramagens/folhas</i>	<i>Eucalyptus globulus - casca</i>	<i>Pinus pinaster - ramagens</i>
pH	12,3	11,6	12,2	12,1	11,3	12,0
Condutividade (µS/cm)	22,0	14,3	25,4	17,3	9,9	15,9
Cl (mg/l)	1379	19,8	488	1663	33	131
SO ₄ (mg/l)	3277	1655	2762	1158	113	1413
NO ₃ (mg/l)	139	127	49	369	9,2	51
Al (mg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Ca (mg/l)	8,23	22,95	25,09	13,86	6,31	24,22
Fe (mg/l)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
K (mg/l)	1007	6637	7133	6568	526	6823
Na (mg/l)	958	419,6	58,62	1256	49,91	851,2
Mg (mg/l)	0,13	2,48	5,08	0,29	4,73	1,03
Cd (mg/l)	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Cu (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Cr (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,09	0,05	< 0,05
Mn (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,12
Ni (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,1	< 0,05	0,23
Pb (mg/l)	< 0,05	0,05	< 0,05	0,05	< 0,05	< 0,05
Zn (mg/l)	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05

4.5 Conclusões

Tanto as cinzas de incêndios colhidas em campo, como os solos e suas misturas com cinzas ou cinzas obtidas em laboratório, apresentam uma variedade de metais, em níveis diferentes e com comportamentos distintos. Os metais mais solubilizáveis são em geral o Ca, K e também o Na e Mg. Para além deste verificam-se também níveis significativos de solubilização de cloro e sulfato.

Alguns metais pesados apresentam-se em níveis vestigiais, sendo o Mn o que se apresenta em teores mais elevados nos vários tipos de amostras. A maioria dos metais não é lixiviável, ocorrendo no entanto a lixiviação de Mn e Zn em amostras de cinzas e solos colhidos em campo, mas não em cinzas de biomassa obtidas em laboratório.

As diferentes propriedades exibidas pelas amostras nos ensaios de lixiviação, nomeadamente em termos de pH, poderão justificar as diferenças de libertação dos seus componentes. Quer o estado de envelhecimento das amostras ambientais, quer a sujeição a condições ambientais naturais, mais agressivas do que o contacto com água (efectuado em laboratório) poderão justificar as diferentes tendências observadas.

Para melhor compreender os factos observados foram realizados ensaios de lixiviação com simulação das águas das chuvas (ensaios SAR), em amostras seleccionadas. Os resultados destes ensaios demonstraram-se no entanto como inconclusivos.

5 Caracterização e Análise do Coberto Vegetal Lenhoso e o seu Contributo para a Produção de Cinzas Resultantes de Incêndios Florestais

Neste capítulo, que constitui o trabalho efectuado pela equipa da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco, apresenta-se a caracterização e análise do coberto vegetal de várias regiões ardidas e uma região de controlo, sendo feita a sua avaliação estatística da distribuição das diferentes espécies, estratificação e graus de cobertura, preferências de habitats, e interpolações de biomassa por metodologias de Krigagem.

5.1 Recolha e análise de dados

Numa primeira fase do projecto procedeu-se à inventariação de informação relativa aos solos e vegetação nas áreas de estudo, correspondentes às bacias hidrográficas do Caratão, Carvoeiro e Quebradas. Posteriormente alargou-se o âmbito de estudo às áreas recentemente ardidas de Penhascoso e da bacia do Zêzere a montante de Caldas de Manteigas. Em função da informação recolhida procedeu-se a uma análise estatística e respectiva representação

espacial das variáveis em estudo.

5.1.1 Metodologia

5.1.1.1 Amostragem

A análise estatística multivariada, juntamente com os sistemas de informação geográfica, constituem uma poderosa combinação de instrumentos que permitem analisar padrões regionais de distribuição das comunidades florísticas. No presente estudo estas técnicas foram aplicadas com o intuito de:

- a. Compreender a importância das variáveis ambientais para as comunidades vegetais nas áreas em apreço;
- b. Quantificar as preferências de habitat por parte das mesmas espécies;
- c. Classificar os inventários realizados com base em critérios de dominância e de semelhança na composição florística.

Para as bacias hidrográficas de Caratão, Carvoeiro e Quebradas, e para efeitos de amostragem, foi definida uma grelha de pontos para as três primeiras bacias com uma equidistância de 160 m (Fig. 73). Foram consideradas parcelas de amostragem com uma área de 200 m² centradas nesses pontos. Esta rede de amostragem foi considerada a mais adequada para realizar uma análise ecológica das áreas em apreço.

Procedeu-se igualmente à recolha material vegetal para incineração e determinação do teor de humidade, bem como à recolha de amostras de solo por inventário fitossociológico.

O inventário das espécies arbóreas e arbustivas e respectiva caracterização dendrométrica, de acordo com a respectiva ficha de campo (Anexo VI), permite estimar, através de modelos de previsão do crescimento das espécies, a biomassa disponível.

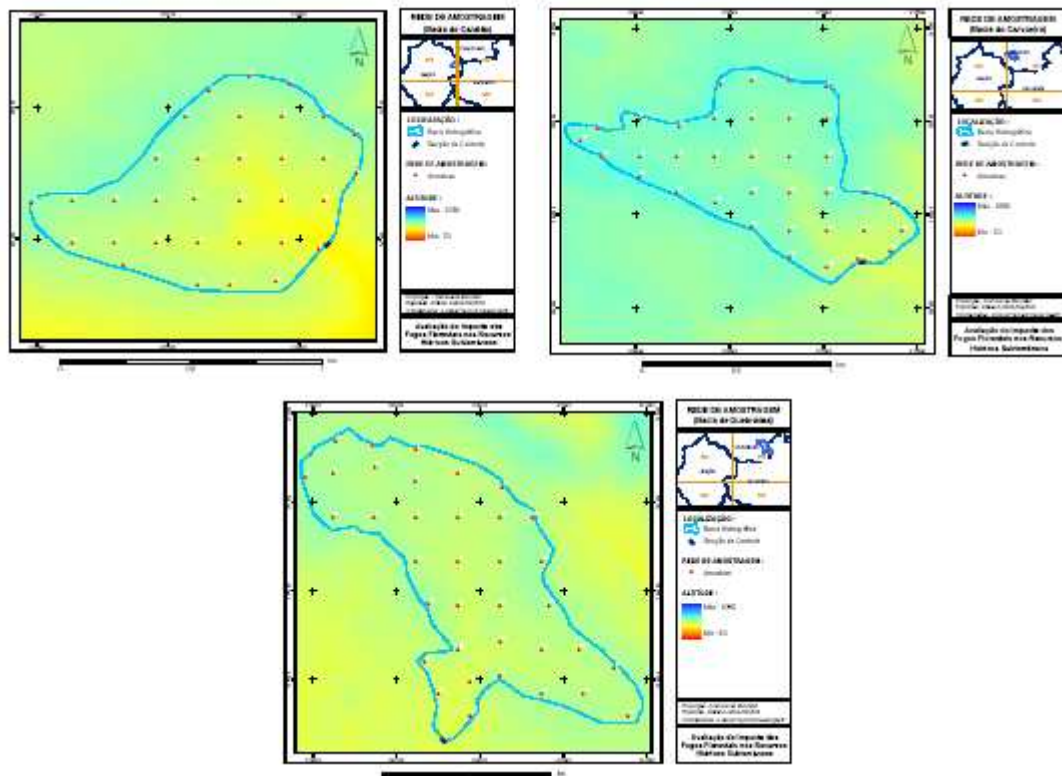


Fig. 73 - Distribuição espacial das amostras nas bacias hidrográficas de Caratão, Carvoeiro e Quebradas

Para a bacia do rio Zêzere, e porque é uma região afectada por um fogo muito recente, a metodologia incidiu sobre a realização de uma amostragem estratificada aplicada às zonas não ardidas contíguas às áreas afectadas por incêndios (Fig. 74), sendo efectuados 3 inventários por estrato com uma ocupação idêntica aos estratos identificados para a área ardida antes do incêndio de 2005. Foram consideradas parcelas de amostragem com uma área de 200 m² centradas nesses pontos. Esta rede de amostragem foi considerada a mais adequada para realizar uma análise ecológica das áreas em apreço.

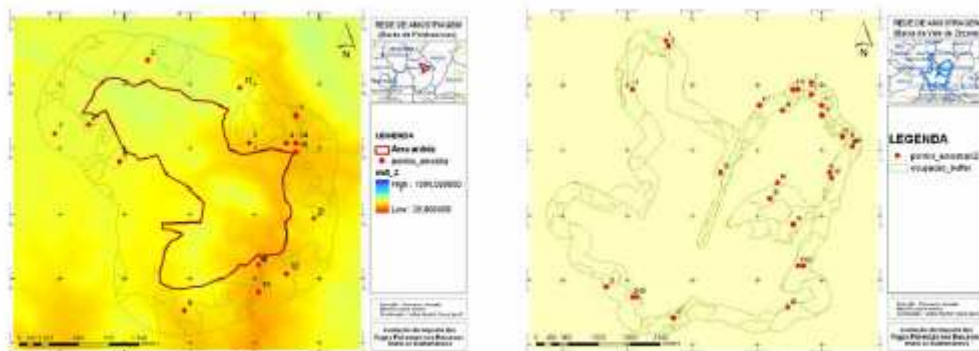


Fig. 74 - Distribuição espacial das amostras nas áreas ardidas e zona envolvente (Penhascoso e Vale do Zêzere).

Para os pontos de amostragem seleccionados procedeu-se à inventariação de informação relativa aos solos e vegetação, seguindo a metodologia descrita nos pontos

seguintes, com vista à definição qualitativa e quantitativa da ocupação do solo anterior ao fogo florestal.

5.1.1.2 Recolha de dados e caracterização das comunidades vegetais

5.1.1.2.1 Inventário fitossociológico

Para a inventariação das espécies vegetais lenhosas recorreu-se ao método de Braun-Blanquet (Kent e Coker, 1994). No processo de inventariação elaborada uma ficha de campo (Anexo VI) na qual são mencionados, para de carácter mais geral da parcela de amostragem, os parâmetros:

- Fisiografia;
- Geologia;
- Hidrologia;
- Vegetação.

O parâmetro fisiografia permite a anotação dos seguintes dados topográficos relativamente à parcela em estudo ou parcelas estudadas e que são factores influenciadores nos impactes dos fogos sobre os recursos hídricos. Os descritores para este parâmetro foram:

- Altitude;
- Exposição;
- Inclinação;
- Topo, Encosta, Vale.

O preenchimento do campo relativo aos aspectos geológicos prende-se com a referência à seguinte informação, a qual é importante para a avaliação não apenas do potencial de erosão mas também da maior ou menor tendência para o desenvolvimento de camadas hidrofóbicas logo após o fogo. Os descritores considerados para este parâmetro foram:

- Afloramentos rochosos;
- Natureza da rocha;
- Erosão.

A informação recolhida no parâmetro hidrologia concerne às disponibilidades hídricas na parcela de estudo e/ou estudada, o que condiciona os impactes sobre o meio hídrico discutidos ao longo deste trabalho. Os descritores definidos para este parâmetro foram:

- Reduzida;
- Mediana;
- Elevada.

Relativamente ao parâmetro vegetação foi recolhida uma maior quantidade de informação de forma a permitir uma eficaz caracterização da parcela de estudo, do ponto de vista fitossociológico, dado que estes aspectos são importantes para determinar a carga de

biomassa combustível, o tipo de potenciais poluentes a serem libertados durante o fogo e a quantidade libertada destes poluentes. Os descritores avaliados para este parâmetro foram:

- Estratificação vertical;
- Estratos vegetais presentes;
- As duas espécies dominantes.

O último parâmetro compreende uma listagem das espécies vegetais existentes na parcela de estudo, tendo sido efectuada para cada espécie, uma classificação da respectiva abundância, de acordo com as seguintes 5 classes:

1. Espécie isolada;
2. Espécie constituindo pequenos tufos;
3. Espécie constituindo grandes tufos;
4. Espécie constituindo tapetes descontínuos;
5. Espécie constituindo tapetes contínuos.

5.1.1.2.2 Caracterização pedológica

Para além da informação referida anteriormente, foi ainda recolhida uma amostra de solo em cada inventário a uma profundidade média de 10 cm. Foi efectuada a sua análise sumária no Laboratório de Solos e Fertilidade da Escola Superior Agrária de Castelo Branco, determinando o pH, a percentagem de matéria orgânica, fósforo e potássio assimilável.

Para a bacia do rio Zêzere, e para além da informação referida anteriormente, foi ainda recolhida uma amostra de solo em cada inventário a uma profundidade média de 10 cm. Foi efectuada a sua análise sumária no Laboratório de Solos e Fertilidade da Escola Superior Agrária de Castelo Branco, determinando o pH, a percentagem de matéria orgânica, fósforo e potássio assimilável. Estas análises estão descritas em quadro no ponto dos resultados. Os resultados da caracterização dos solos são apresentados no capítulo 5.2.

5.1.1.3 Análise estatística

Neste subcapítulo faz-se uma breve introdução aos métodos estatísticos utilizados neste estudo e a sua importância para a compreensão da estrutura das comunidades vegetais. O tipo, estrutura, distribuição e outras características das comunidades vegetais, compreensíveis e sintetizáveis apenas por métodos estatísticos, são aspectos vitais para compreender o potencial poluente dos fogos. Com efeito estas características das comunidades vegetais desempenham um importante papel na definição dos impactes dos fogos tanto sobre os processos erosivos como sobre os processos de poluição dos recursos hídricos.

5.1.1.3.1 Análise canónica de correspondências (ACC)

O estudo das comunidades, envolvendo a complexidade de relações entre populações e o conhecimento da influência relativa dos diferentes factores ambientais responsáveis pelas suas distribuições, bem como a caracterização dos ecossistemas, incluindo os respectivos padrões de variação, é frequentemente realizado através da análise multivariada.

A análise multivariada é um ramo da estatística que analisa simultaneamente muitas variáveis (Gauch, 1982). Esta pode ser utilizada com o objectivo de sumarizar os dados de uma forma objectiva, evidenciando a sua estrutura. Os resultados podem ainda ser utilizados para apoio na formalização de hipóteses passíveis de serem testadas por métodos de análise da estatística clássica (Gauch, 1982). Por este motivo a análise multivariada revela-se eficaz no estudo de comunidades de diversos tipos, incluindo, naturalmente, as vegetais.

Os métodos de ordenação permitem reduzir a dimensionalidade de sistemas caracterizados por um número elevado de variáveis, sendo amplamente utilizados em estudos ecológicos, em que a complexidade dos dados é muita elevada.

Nesta abordagem recorreu-se a um método de ordenação directa designado por *Análise Canónica de Correspondências (ACC)* para determinar as possíveis relações múltiplas entre as diferentes variáveis independentes (*fisiográficas* e *pedológicas*) e as variáveis dependentes (*espécies vegetais ocorrentes* e *respectiva abundância*). Para o efeito recorreu-se ao programa CANOCO for Windows.

As ocorrências de espécies foram utilizadas como variáveis resposta, ou seja, as variáveis que vão ser explicadas pela análise. As espécies foram registadas nas parcelas de amostragem de acordo com a sua incidência. As variáveis ambientais são variáveis explanatórias, utilizadas para restringir a ordenação.

Desta forma foi gerado um diagrama em que as espécies faunísticas se encontram ordenadas ao longo dos eixos correspondentes às variáveis consideradas. Os eixos de ordenação são combinações lineares das variáveis ambientais que explicam, de um ponto de vista óptimo, os dados das espécies (Ter Braak e Smilauer, 1997). Os valores próprios associados a cada eixo fornecem uma indicação relativa da capacidade de cada eixo para separar ou ordenar as distribuições das espécies.

5.1.1.3.2 Classificação aglomerativa

Recorreu-se a um método de classificação para a determinação de agrupamentos vegetais, através do agrupamento (*clustering*) das parcelas de amostragem, com base na sua composição específica, correspondendo esses agrupamentos correspondem a habitats similares.

O método de classificação adoptado foi o método aglomerativo **UPGMA** (*Unweighted Pair Group Method using Arithmetic Averages*). Neste método a distância entre dois grupos é calculada como a distância média entre todos os pares de objectos dentro de cada grupo (Sneath e Sokal, 1973 in Kent e Coker, 1994). Este método revela-se eficiente na interpretação de situações em que os objectos se encontram agregados naturalmente em formações distintas entre si, revelando-se igualmente eficiente na interpretação de agrupamentos mais alongados (Sneath e Sokal, 1973 in Kent e Coker, 1994).

Os coeficientes de dissimilaridade traduzem em que medida são diferentes os locais em termos de composição específica (Kent e Coker, 1994). Nas matrizes referentes à estrutura taxonómica das comunidades de plantas, ao modo Q (*agrupamento de amostras*) foi aplicado o coeficiente *squared euclidean distances* para determinar as relações de similaridade na composição florística. Geraram-se, assim, grupos em que as entidades dentro desse grupo são mais semelhantes entre si do que entre grupos com base em atributos medidos.

Na Fig. 75, apresentam-se esquematicamente os procedimentos realizados no âmbito da análise classificativa.

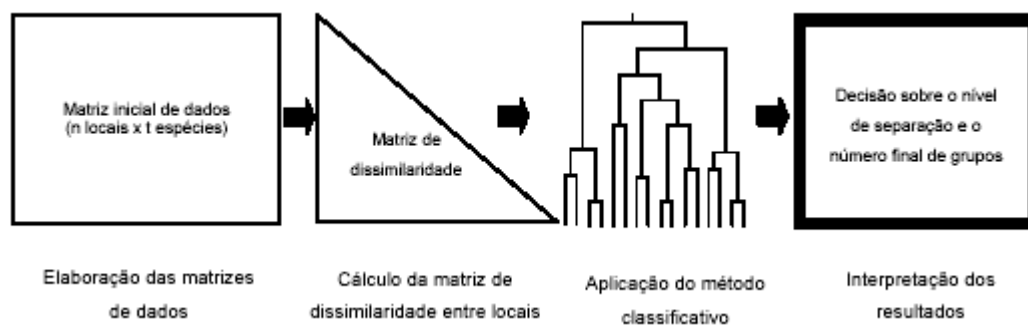


Fig. 75 - Etapas realizadas na classificação aglomerativa (Adaptado de Kent & Coker, 1994)

5.1.1.4 Recolha de material vegetal para incineração

Procedeu-se ainda à recolha de material vegetal das três bacias hidrográficas, a que se juntou posteriormente a recolha na bacia do Zêzere, para monitorização do processo de incineração na câmara de combustão do Laboratório Nacional de Engenharia Civil.

Tendo conhecimento que em condições normais de incêndios florestais a grande percentagem de biomassa que contribui para a produção de cinzas é a folhagem e o material lenhoso com diâmetros inferiores a 1 cm, foram recolhidos 50 kg desta biomassa por cada espécie arbórea presente (*Pinus pinaster*, *Eucalyptus globulus* e *Olea europaea*).

A recolha de biomassa no estrato arbustivo, também na quantidade de 50 kg, foi efectuada em várias parcelas, procurando abranger o máximo de diversidade, quer em termos de espécies vegetais arbustivas existentes, quer em termos de aspectos fisiográficos das

parcelas, conseguindo-se assim uma amostragem representativa do coberto vegetal das bacias hidrográficas estudadas.

5.1.1.5 Estimativa da biomassa florestal

Para estimar a disponibilidade de Biomassa Florestal antes dos incêndios florestais que ocorreram nas bacias hidrográficas, procedeu-se à caracterização actual do estrato arbóreo e arbustivo nos pontos de amostragem apresentados na Fig. 73 das bacias de Caratão, Carvoeiro e Quebradas.

Na caracterização do estrato arbóreo da parcela de amostragem foram avaliados os seguintes parâmetros:

- Composição (Puro / Misto);
- Estrutura (Regular / Irregular);
- Grau de Cobertura;
- Regime cultural (Alto Fuste / Talhadia / Talhadia Mista);
- Rotação (1^a / 2^a / 3^a / Indeterminada);
- Tipo de Corte (Raso/ Algumas Árvores/ Área Cortada);
- Espécie;
- DAP;
- Altura das árvores de amostra;
- Altura das árvores dominantes;
- Idade.

Na caracterização do estrato arbustivo foram considerados os parâmetros:

- Cobertura (%);
- Estrutura Vertical (Espécie e Altura).

Para a bacia do rio Zêzere, esta caracterização da biomassa estabeleceu-se por intermédio de extrapolações de zonas envolventes da área ardida com coberto vegetal e densidade vegetal similares à área ardida. Tal foi realizado porque tendo a área ardido muito recentemente, não era possível realizar qualquer caracterização dentro desta devido ao facto da matéria vegetal ter desaparecido devido ao fogo.

A informação do inventário florestal permite estimar, através dos modelos estabelecidos por Clutter *et al.* (1983), Páscoa *et al.* (1991), Fernandes *et al.* (2002), Soares & Tomé (2004), Lopes (2005) e Páscoa *et al.* (2006) a quantidade de *produção de biomassa* nos povoamentos florestais, proveniente das pontas e ramos, casca e cepos dos povoamentos florestais e das formações arbustivas espontâneas.

Através das técnicas de interpolação espacial é possível converter dados de observações pontuais em campos contínuos, produzindo padrões espaciais que podem ser comparados

com outras entidades espaciais contínuas.

Os fenómenos espaciais, nas ciências florestais, têm algumas especificidades próprias, tais como: a existência normalmente de um acentuado grau de incerteza ligado ao seu conhecimento; serem únicos como realizações espaciais, o que significa a impossibilidade de repetição da amostra ou observação num dado espaço e momento.

Existem técnicas de geoestatística que possibilitam estimar fenómenos regionalizados, que são conhecidas sob a designação genérica de *Kriging*. O *Kriging* é um interpolador estocástico, que é baseado na taxa de alteração da variância dos pontos observados ao longo do espaço.

A *Krigagem* inclui uma família de métodos de interpolação exactos que possibilitam sempre o cálculo de uma medida do erro de estimativa, cometido para cada valor estimado, e de um intervalo de confiança para a estimativa produzida. Para este estudo a transformação da amostragem pontual numa superfície será realizada através de métodos de interpolação espacial (*Krigagem*).

Os métodos geoestatísticos procedem à análise de fenómenos regionalizados cuja distribuição espacial pode apresentar um carácter misto: parcialmente estruturado e parcialmente aleatório. A continuidade espacial evidenciada por uma variável regionalizada pode ser modelada através do momento de inércia designado por variograma. O variograma descreve a auto-correlação espacial de dado fenómeno em função da distância e da direcção entre pares de observações (Soares, 2000).

A escolha de um modelo teórico para o semi-variograma obriga à definição de três parâmetros (Soares, 2000):

- o *patamar superior do semi-variograma*, que corresponde à variância total expressa pelas observações disponíveis;
- a distância a partir da qual os pares de observações se tornam independentes, também designada por *amplitude do semi-variograma*;
- a componente da variância total que corresponde à variabilidade intrínseca da amostra, e que está associada também a erros de medição do fenómeno. Esta componente é frequentemente designada por *efeito de pepita*.

5.1.2 Cartografia da vegetação

Recorreu-se ao Software da ESRI, ArcGIS 9.1 para representar a distribuição espacial das espécies vegetais inventariadas, bem como da sua estratificação, grau de cobertura e abundância (Anexos VII, VIII, IX, X, correspondentes respectivamente às bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebradas e Penhascoso).

5.2 Resultados do estudo

5.2.1 Caracterização pedológica

Após a análise de solos no Laboratório de Solos e Fertilidade da Escola Superior Agrária de Castelo Branco, os resultados para as bacias hidrográficas do Caratão, Carvoeiro e Quebradas estão descritos em três quadros (Quadro 39, Quadro 40 e Quadro 41) onde figuram as amostras de solo, e respectivas propriedades, para cada ponto amostrado destas três bacias estudadas. Posteriormente foi realizada a caracterização dos solos nas bacias de Penhascoso e rio Zêzere (envolventes das áreas ardidas).

Quadro 39 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica do Caratão

N.º Amostra	Parcela	Textura	pH H ₂ O		M.O (%)		Fósforo* P ₂ O ₅ (ppm)		Potássio* K ₂ O (ppm)	
25119	1	*1	5,0	Ac	7,2	*1	26	M.B	86	M
25120	2	*1	5,2	Ac	5,1	*1	74	M	132	A
25121	5	*1	5,5	Ac	6,5	*1	17	M.B	>200	M.A
25122	6	*1	5,2	Ac	9,1	*1	10	M.B	>200	M.A
25123	7	*1	4,6	Ac	10,5	*1	10	M.B	88	M
25124	8	*1	5,1	Ac	5,6	*1	41	B	76	M
25125	9	*1	5,4	Ac	16,9	*1	51	M	184	A
25126	12	*1	5,4	Ac	7,1	*1	19	M.B	114	A
25127	17	*1	4,4	M.Ac	6,0	*1	15	M.B	86	M
25128	18	*1	5,6	P.Ac.	5,7	*1	111	A	104	A
25129	19	*1	5,1	Ac	8,0	*1	8	M.B	132	A
25130	22	*1	5,2	Ac	6,1	*1	10	M.B	118	A
25131	23	Grosseira	5,5	Ac	4,1	M	8	M.B	130	A
25132	24	*1	5,5	Ac	7,6	*1	8	M.B	200	A
25133	25	*1	5,4	Ac	9,6	*1	7	M.B	170	A
25134	26	*1	5,1	Ac	7,4	*1	6	M.B	200	A
25135	27	*1	5,6	P.Ac.	8,6	*1	14	M.B	>200	M.A
25136	28	Grosseira	5,5	Ac	3,8	M	13	M.B	120	A
25137	29	*1	4,2	M.Ac	9,6	*1	15	M.B	84	M
25138	31	*1	5,3	Ac	16,9	*1	19	M.B	198	A
25139	32	*1	4,5	M.Ac	10,2	*1	28	B	66	M
25140	Ec	*1	5,4	Ac	7,8	*1	16	M.B	>200	M.A
25141	Pub	*1	4,7	Ac	6,9	*1	7	M.B	100	M
25422	3	*1	5,0	Ac	8,8	*1	17	M.B	58	M
25423	10	*1	4,7	Ac	6,5	*1	14	M.B	80	M
25424	11	*1	4,7	Ac	9,0		19	M.B	60	M
25425	16	*1	4,9	Ac	5,8		7	M.B	62	M
25426	30	*1	4,5	M.Ac	5,6		5	M.B	46	B
25427	OL	Fina	5,0	Ac	3,0	B	17	M.B	58	M
25752	4	*1	4,2	M.Ac	11,1	*1	16	M.B	158	A
25753	13	*1	4,8	Ac	8,3	*1	14	M.B	206	M.A
25754	14	*1	5,0	Ac	5,2	*1	9	M.B	118	A
25755	15	*1	4,9	Ac	8,2	*1	49	B	110	A
25756	20	*1	4,8	Ac	7,3	*1	17	M.B	222	M.A
25757	21	*1	4,9	Ac	8,0	*1	20	M.B	188	A
25758	33	*1	5,4	Ac	8,7	*1	18	M.B	296	M.A

*1 - M.O superior a 5%, logo n é determinada a textura, nem classificado o teor de M.O.

M.Ac = muito ácido Ac = Ácido P.Ac. = pouco ácido

A = Alto M = médio B = Baixo M.A = muito alto M.B. = muito baixo

Quadro 40 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica do Carvoeiro

N.º Amostra	Parcela	Textura	pH H ₂ O		M.O (%)	Fósforo* P ₂ O ₅ (ppm)		Potássio* K ₂ O (ppm)		
25759	1	*1	4,8	Ac	7	*1	15	M.B	90	M
25760	2	Grosseira	4,8	Ac	3,2	M	6	M.B	54	M
25761	3	*1	4,8	Ac	9,8	*1	44	B	114	A
25762	4	*1	4,5	M.Ac.	10,0	*1	12	M.B	68	M
25763	5	Grosseira	5,4	Ac	3,9	M	1	M.B	196	A
25764	6	*1	4,6	Ac	9,7	*1	16	M.B	60	M
25765	7	*1	5,1	Ac	12,2	*1	85	M	106	A
25766	8	*1	4,8	Ac	10,9	*1	47	B	60	M
25767	9	*1	5,0	Ac	7,0	*1	16	M.B	108	A
25768	10	*1	5,0	Ac	4,7	*1	11	M.B	38	B
25769	11	*1	5,0	Ac	6,3	*1	15	M.B	102	A
25770	12	*1	5,5	Ac	5,4	*1	31	B	190	A
25771	13	*1	4,8	Ac	13,3	*1	24	M.B	144	A
25772	14	*1	5,1	Ac	7,2	*1	17	M.B	72	M
25773	15	*1	5,1	Ac	11,3	*1	90	M	182	A
25774	16	*1	4,6	Ac	9,3	*1	19	M.B	98	M
25775	17	*1	5,0	Ac	6,0	*1	3	M.B	140	A
25776	18	*1	5,2	Ac	6,4	*1	21	M.B	128	A
25777	19	*1	5,1	Ac	5,5	*1	14	M.B	76	M
25778	20	*1	5,2	Ac	18,8	*1	200	A	140	A
25779	21	*1	4,9	Ac	5,9	*1	14	M.B	66	M
25780	22	*1	5,1	Ac	10,3	*1	63	M	146	A
25781	23	*1	4,7	Ac	11,9	*1	34	B	98	M
25782	24	*1	4,7	Ac	10,3	*1	34	B	96	M
25783	25	*1	4,8	Ac	8,7	*1	12	M.B	72	M
25784	26	*1	5,0	Ac	5,5	*1	11	M.B	50	B
25785	27	*1	4,9	Ac	7,1	*1	14	M.B	60	M
25786	28	*1	5,4	Ac	1,9	*1	7	M.B	34	B
25787	29	*1	4,9	Ac	5,4	*1	18	M.B	64	M
25788	30	*1	5,1	Ac	7,7	*1	11	M.B	90	M
25789	31	*1	4,9	Ac	8,5	*1	17	M.B	60	M
25790	32	*1	5,2	Ac	6,4	*1	19	M.B	80	M
25791	33	*1	5,0	Ac	6,3	*1	19	M.B	36	B
25792	34	*1	4,7	Ac	5,9	*1	16	M.B	72	M
25793	35	*1	4,5	M.Ac.	31,5	*1	50	B	170	A

*1 - M.O superior a 5%, logo n é determinada a textura, nem classificado o teor de M.O.

M.Ac = muito ácido Ac = Ácido

A = Alto M = médio B = Baixo M.A = muito alto M.B. = muito baixo

Quadro 41 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica de Quebradas

N.º Amostra	Parcela	Textura	pH H2O	M.O (%)	Fósforo* P2O5 (ppm)	Potássio* K2O (ppm)
26421	1	*1	4,7 Ac	7,0 *1	20 M.B	138 A
26422	2	*1	4,8 Ac	8,1 *1	6 M.B	162 A
26423	3	*1	4,4 M.Ac.	17,5 *1	13 M.B	152 A
26424	4	*1	4,0 M.Ac.	33,2 *1	15 M.B	142 A
26425	5	*1	4,3 M.Ac.	15,4 *1	11 M.B	140 A
26426	6	*1	5,2 Ac	5,2 *1	11 M.B	162 A
26427	7	*1	4,6 Ac	6,6 *1	9 M.B	94 M
26428	8	*1	4,9 Ac	6,7 *1	7 M.B	150 A
26429	9	*1	4,9 Ac	6,6 *1	9 M.B	222 M.A
26430	10	*1	4,8 Ac	31,4 *1	11 M.B	148 A
26431	11	*1	5,0 Ac	5,5 *1	34 B	136 A
26432	12	*1	5,0 Ac	9,8 *1	8 M.B	98 M
26433	13	*1	4,3 M.Ac.	25,3 *1	15 M.B	190 A
26434	14	*1	5,0 Ac	5,5 *1	21 M.B	110 A
26435	15	*1	4,5 M.Ac.	30,6 *1	15 M.B	208 M.A
26436	16	*1	4,5 M.Ac.	21,3 *1	19 M.B	208 M.A
26437	17	*1	5,3 Ac	4,8 *1	14 M.B	196 A
26438	18	*1	4,3 M.Ac.	23,2 *1	15 M.B	150 A
26439	19	*1	4,5 M.Ac.	12,1 *1	12 M.B	90 M
26440	20	*1	4,2 M.Ac.	28,7 *1	12 M.B	146 A
26441	21	*1	5,1 Ac	11,2 *1	9 M.B	178 A
26442	22	*1	4,7 Ac	6,7 *1	9 M.B	94 M
26443	23	*1	4,2 M.Ac.	35,2 *1	10 M.B	92 M
26444	24	*1	5,0 Ac	6,1 *1	5 M.B	118 A
26445	25	*1	4,0 M.Ac.	46,0 *1	23 M.B	170 A
26446	26	*1	4,3 M.Ac.	35,9 *1	16 M.B	150 A
26447	27	*1	4,0 M.Ac.	22,3 *1	11 M.B	92 M
26448	28	*1	4,9 Ac	7,0 *1	38 B	96 M
26449	29	*1	4,4 M.Ac.	10,2 *1	13 M.B	114 A
26450	30	*1	4,7 Ac	21,2 *1	15 M.B	200 A
26451	31	*1	4,6 Ac	13,5 *1	16 M.B	162 A
26452	32	*1	4,1 M.Ac.	31,1 *1	14 M.B	148 A
26453	33	*1	4,3 M.Ac.	21,1 *1	9 M.B	86 M
26454	34	*1	4,9 Ac	5,9 *1	14 M.B	86 M
26455	35	*1	4,9 Ac	13,0 *1	16 M.B	140 A

*1 - M.O superior a 5%, logo n é determinada a textura, nem classificado o teor de M.O.

M.Ac = muito ácido Ac = Ácido

A = Alto M = médio B = Baixo M.A = muito alto M.B. = muito baixo

No Quadro 42 apresentam-se os resultados da análise de solos dos pontos de amostragem da bacia hidrográfica de Penhascoso. A caracterização pedológica referente à bacia do Zêzere é apresentada no Quadro 43, onde figuram as amostras de solo, e respectivas propriedades, para cada ponto amostrado nesta bacia.

Quadro 42 – Características químicas das amostras de solo recolhidas na envolvente à área ardida localizada na da bacia hidrográfica do Penhascoso

N.º Amostra	Parcela	Textura	pH		M.O (%)		Fósforo* P2O5 (ppm)		Potássio* K2O (ppm)	
			H2O							
27459	1	Grosseira	5,0	Ac	2,9	M	13	M.B	148	A
27460	2	*1	4,8	Ac	7,7	*1	16	M.B	164	A
27461	3	*1	4,9	Ac	5,2	*1	26	B	136	A
27462	4	Média	5,1	Ac	4,7	M	10	M.B	136	A
27463	5	Grosseira	5,2	Ac	3,5	M	14	M.B	162	A
27464	6	Grosseira	5,7	P.Ac.	1,6	M	20	M.B	54	M
27465	7	*1	5,1	Ac	5,4	*1	30	B	200	A
27466	8	Grosseira	4,8	Ac	1,7	M	70	M	120	A
27467	9	*1	5,0	Ac	7,8	*1	26	B	>200	M.A.
27468	10	Grosseira	5,0	Ac	3,4	M	58	M	134	A
27469	11	*1	5,0	Ac	5,3	*1	13	M.B	188	A
27470	12	Grosseira	4,8	Ac	2,9	M	32	B	170	A
27471	13	*1	5,3	Ac	8,5	*1	17	M.B	94	M
27472	14	*1	5,5	Ac	5,8	*1	58	M	>200	M.A.
27473	15	Grosseira	4,8	Ac	3,2	M	12	M.B	126	A

*1 - M.O superior a 5%, logo n é determinada a textura, nem classificado o teor de M.O.

M.Ac = muito ácido Ac = Ácido

A = Alto M = médio B = Baixo M.A = muito alto M.B. = muito baixo

Quadro 43 – Características químicas das amostras de solos da bacia hidrográfica do Zêzere

N.º Amostra	Parcela	pH		M.O (%)	Fósforo P ₂ O ₅ (ppm)		Potássio K ₂ O (ppm)	
		H2O						
27492	1	4,6	Ac	52,0	47	B	> 200	M.A
27493	2	4,8	Ac	36,0	93	M	200	A
27494	3	6,1	P. Ac	12,5	116	A	> 200	M.A
27495	4	4,9	Ac	26,0	39	B	96	M
27496	5	4,8	Ac	27,0	14	M.B	200	A
27497	6	4,3	M. Ac	40,0	97	M	130	A
27498	7	5,2	Ac	22,5	21	M.B	> 200	M.A
27499	8	5,9	P. Ac	11,0	> 200	M.A	> 200	M.A
27500	9	5,9	P. Ac	7,3	64	M	> 200	M.A
27501	10	4,3	M. Ac	18,3	> 200	M.A	> 200	M.A
27502	11	4,8	Ac	17,0	45	B	150	A
27503	12	6,2	P. Ac	11,0	75	M	> 200	M.A
27504	13	4,4	M. Ac	25,0	30	B	118	A
27505	14	4,0	M. Ac	39,0	71	M	> 200	M.A
27506	15	4,3	M. Ac	64,0	158	A	194	A
27507	16	5,4	Ac	2,0	178	A	60	M
27508	17	4,8	Ac	21,0	46	B	118	A
27509	18	5,0	Ac	21,0	> 200	M.A	> 200	M.A
27510	19	4,4	M. Ac	16,5	63	M	> 200	M.A
27511	20	4,8	Ac	13,0	> 200	M.A	190	A
27512	21	4,8	Ac	15,0	151	A	104	A
27513	22	4,7	Ac	34,0	125	A	106	A
27514	23	4,7	Ac	20,0	19	M.B	120	A
27515	24	4,8	Ac	6,5	> 200	M.A	130	A
27516	25	6,3	P. Ac	3,3	> 200	M.A	120	A
27517	26	5,0	Ac	4,5	64	M	40	B
27518	27	4,6	Ac	8,8	81	M	92	M

M.Ac = muito ácido; Ac = Ácido; P.Ac. = pouco ácido; A = Alto; M = médio; B = Baixo; M.A = muito alto; M.B. = muito baixo

5.2.2 Inventário fitossociológico

Depois de identificar todas as espécies lenhosas observadas em cada inventário realizado na área das bacias hidrográficas do Caratão, Carvoeiro, Quebradas, Zêzere e Penhascoso, foram elaborados os respectivos quadros síntese (Quadro 44, Quadro 45, Quadro 46, Quadro 47, Quadro 48, Quadro 49 e Quadro 50) onde figuram todas as espécies identificadas em cada um dos inventários realizados, assim como os respectivos valores de abundância por espécie. De referir que dado Penhascoso e Zêzere serem áreas muito recentemente ardidas à data do estudo, os inventários foram realizados na zona envolvente à área ardida.

Nos Anexos VII, VIII, IX, X, (correspondentes respectivamente às bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebradas e Penhascoso) são apresentados os mapas de distribuição por espécie inventariada, bem como os mapas da riqueza específica, estratificação e grau de cobertura.

Quadro 44 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Caratão, com *Halimium* sp. e *Erica* sp. não diferenciadas

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	
Exposição	P*	S	S	SO	NE	SO	S	P*	S	S	SO		E	SE	S	SO	S	S	SE	SE	O	SE	E	N	NE	NE	N	NE	N	SO	E	NO	E	
Altitude (m)	381	382	390	329	258	327	350	350	330	340	371	381	344	314	315	332	379	370	360	304	277	282	355	340	320	304	286	274	345	375	330	382	333	
Inclinação (°)	1	3	8	18			5	1	5	28	12		16	16	4	22				28	26		10							12		3	9	
Rocha	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q
N.º de espécies lenhosas	6	5	5	8	7	5	7	5	8	6	5	5	9	7	7	6	8	4	6	5	9	9	7	6	5	4	7	5	3	4	5	7	6	

<i>Pinus pinaster</i>	2	3	2	2	0	0	2	2	2	2	3	0	2	2	2	4	2	0	1	1	2	2	0	0	0	0	0	3	0	2	0	2	0
<i>Cistus ladanifer</i>	2	2	2	4	2	4	0	2	2	4	2	0	2	4	3	4	0	2	0	2	2	4	2	4	4	2	2	3	0	2	2	2	4
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	3	2	2	2	3	0	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	3	3	2	3	2	0	1	0	0	0	0	2	3	0	2	2	
<i>Calluna vulgaris</i>	3	2	2	1	3	3	4	2	2	2	3	3	1	0	0	3	3	3	2	2	1	2	2	0	2	0	0	2	3	3	4	2	2
<i>Lavandula stoechas</i>	2	3	2	2	1	2	3	2	2	0	0	2	2	0	1	2	3	0	2	0	2	2	0	0	0	0	2	0	2	0	2	4	2
<i>Halimium</i> sp.	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	2	3	2	0	0	0	4	0	0	0	2	0
<i>Phyllaea angustifolia</i>	0	0	0	2	2	2	2	2	3	2	1	2	3	2	2	2	2	3	0	2	2	2	3	2	0	3	0	0	0	2	1	2	
<i>Gentista tricantha</i>	0	0	0	2	2	0	0	0	2	3	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	4	2	4	0	3	0	0	0	0	0	2	
<i>Myrtus communis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	
<i>Erica</i> sp.	0	0	0	1	0	0	2	0	3	0	0	2	2	2	2	0	2	0	2	1	2	2	0	2	0	2	4	2	0	0	3	0	0
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Olea europaea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus almeidai</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulex</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0

P* – Plano

- 1. Espécie isolada;
- 2. Espécie constituindo pequenos tufos;
- 3. Espécie constituindo grandes tufos;
- 4. Espécie constituindo tapetes descontínuos;
- 5. Espécie constituindo tapetes contínuos.

Quadro 45 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Caratão, com diferenciação das várias espécies de *Erica* e sem a referência a *Halimium*

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33
Exposição	Pl.	S	S	SO	NE	SO	S	Pl.	S	S	SO		E	SE	S	SO	S	S	SE	SE	O	SE	E	N	NE	NE	N	NE	N	SO	E	NO	E
Altitude	381	382	390	329	258	327	350	390	330	340	371	381	344	314	315	332	379	370	360	304	277	282	355	340	320	304	286	274	345	375	330	382	333
Inclinação	1	3	8	18	0	0	5	1	5	28	12	0	16	16	4	22	0	0	0	29	26	0	10	0	0	0	0	0	12	0	3	9	
Rocha	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q
N.º de Espécies lenhosas	6	5	5	8	7	5	7	6	8	6	5	5	9	7	7	6	8	4	6	5	9	9	7	6	5	4	7	6	3	4	5	7	6
<i>Pinus Pinaster</i>	2	3	2	2	0	0	2	2	2	2	3	0	2	2	2	4	2	0	1	1	2	2	0	0	0	0	0	3	0	2	0	2	0
<i>Cistus ladanifer</i>	2	2	2	4	2	4	0	2	2	4	2	0	2	4	3	4	0	2	0	2	2	4	2	4	4	2	2	3	0	2	2	2	4
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	3	2	2	2	3	0	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	3	2	3	2	0	1	0	0	0	2	3	0	2	2	
<i>Calluna vulgaris</i>	3	2	2	1	3	3	4	2	2	2	3	3	1	0	0	3	3	3	2	2	1	2	2	0	2	2	0	2	3	3	4	2	2
<i>Lavandula stoechas</i>	2	3	2	2	1	2	3	2	2	0	0	2	2	0	1	2	3	0	2	0	2	2	0	0	0	0	2	0	2	0	2	4	2
<i>Phyllirea angustifolia</i>	0	0	0	2	2	2	2	2	3	2	1	2	3	2	2	2	2	2	3	0	2	2	2	3	2	0	3	0	0	0	2	1	2
<i>Genista triacanthos</i>	0	0	0	2	2	0	0	0	2	3	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	4	2	4	0	3	0	0	0	0	0	2
<i>Myrtus communis</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Olea eurpeae</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0	0	0	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rosmarinus officinalis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	2	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	2	2	3	2	0	0	0	4	0	0	0	2	0
<i>Erica arborea</i>	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0
<i>Erica australis</i>	0	0	0	1	2	0	2	0	0	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Erica umbellata</i>	2	0	0	1	0	0	2	3	0	0	0	2	2	2	0	2	0	2	1	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0
<i>Ulex minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithodora prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	2	2	1	0	0	0	2	2	0	0	0	3	2	2	1	0	2	0	0	0	0	2

Quadro 46 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Carveiro sem discriminação das espécies de *Halimium*, *Erica* e *Ulex*

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26
Exposição	SE	SE	SO	S	N	S	SO	SE	E	SE	NO	N	N	NE	NE	SO	SE	NO	NO	NE	NE	NE	NO	NE	NO	E
Altitude (m)	321	412	418	414	403	411	418	429	387	392	415	422	428	441	393	392	380	390	405	432	423	417	412	386	397	396
Inclinação (º)	5	5	10	18	12	13	9	14	10	9	10	11	12	8	9	18	13	8	5	11	3	12	5	19	19	10
Rocha	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q
N.º de espécies lenhosas	4	12	8	5	5	8	5	8	12	8	4	7	7	7	12	7	14	13	10	8	8	5	7	7	7	8

<i>Pinus pinaster</i>	3	3	4	5	4	4	4	3	3	3	4	2	4	3	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	2	4	5
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus ladanifer</i>	0	1	1	1	1	0	0	1	2	2	2	1	0	0	2	0	3	1	2	0	1	0	2	0	2	1	
<i>Cistus albidifolius</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cistus populifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chamaejasme tridentatum</i>	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	2	2	2	2	
<i>Calluna vulgaris</i>	1	3	2	0	0	1	1	2	2	3	0	2	2	0	2	2	3	2	0	2	1	1	0	2	0	0	
<i>Lavandula stoechas</i>	0	2	1	0	0	0	0	0	3	2	0	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	0	0	1	
<i>Halimium</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	2	3	1	2	3	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	
<i>Phytolacca angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2	2	
<i>Gemata thacanthos</i>	0	2	1	2	1	2	0	1	3	3	0	2	0	2	2	2	2	3	3	2	0	2	2	0	0	2	
<i>Myrica communis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Erica</i> sp.	2	0	1	2	2	3	2	3	1	0	0	0	2	2	2	2	1	1	2	2	2	0	2	2	2	2	
<i>Quercus coccifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Quercus suber</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	
<i>Rubus ulmifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	0	1	2	0	0	
<i>Ulex</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	1	0	2	0	2	2	2	0	0	0	0	
<i>Lithodora prostrata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	1	2	2	0	0	0	0	1	2	2	

N.º DE INVENTÁRIO	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36
Exposição	S	SE	NE	SO	S	NO	E	E	E	O
Altitude (m)	364	404	388	350	347	346	401	388	319	336
Inclinação (°)	12	3	21	30	26	12	3	23	6	12
Rocha	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q
N.º de espécies lenhosas	9	4	8	10	7	8	5	8	6	4

<i>Pinus pinaster</i>	2	4	2	3	3	4	4	3	2	3
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus ladanifer</i>	1	2	1	2	1	2	2	0	0	0
<i>Cistus salvifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus popoifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus monspeliensis</i>	1	0	0	2	0	2	0	0	0	0
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	1	2	2	2	2	1	2	2	0	2
<i>Calluna vulgaris</i>	2	0	0	2	2	0	0	2	2	2
<i>Levandula stoechas</i>	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0
<i>Halmium sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Phyllaea angustifolia</i>	2	0	2	2	2	0	0	2	0	0
<i>Gentiana tricanthos</i>	2	0	2	0	2	2	2	2	0	0
<i>Myrtus communis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erica sp.</i>	2	2	1	2	2	3	2	2	0	3
<i>Quercus coccifera</i>	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus suber</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Rubus almeidai</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0
<i>Ulex sp.</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	5	0
<i>Leiodora prostrata</i>	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0

Quadro 47 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica do Carvoeiro com diferenciação das espécies de *Halimium*, *Erica* e *Ulex*

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36		
Exposição	SE	SE	SW	S	N	S	SW	SE	E	SE	NW	N	N	NE	NE	SW	SE	NW	NW	NE	NE	NE	NW	NE	NW	E	S	SE	NE	SW	S	NW	E	E	E	W		
Altitude	321	412	418	414	403	411	418	429	387	392	415	422	428	441	393	392	380	390	405	432	423	417	412	388	397	398	384	404	388	350	347	346	401	368	319	336		
Inclinação	5	5	10	18	12	13	9	14	10	9	10	11	12	8	9	18	13	8	5	11	3	12	5	19	19	10	12	3	21	30	26	12	3	23	6	12		
Rocha	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	
N.º de Espécies lenhosas	4	12	8	5	5	6	5	6	12	6	4	7	7	7	12	7	14	13	10	6	6	5	7	7	7	8	9	4	8	10	7	8	5	8	6	4		
<i>Pinus Pinaster</i>	3	3	4	5	4	4	4	3	3	3	4	2	4	3	3	3	3	3	3	3	4	4	4	2	4	5	2	4	2	3	3	4	4	3	2	3		
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0		
<i>Cistus ladanifer</i>	0	1	1	1	1	0	0	1	2	2	2	1	0	0	2	0	3	1	2	0	1	0	2	0	2	1	1	2	1	2	1	2	2	0	0	0		
<i>Cistus salvifolius</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	2	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cistus populifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	2	1	2	2	2	2	2	2	2	0	0	2	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	1	2	2	0	2		
<i>Calluna vulgaris</i>	1	3	2	0	0	1	1	2	2	3	0	2	2	0	2	2	3	2	0	2	1	1	0	2	0	0	2	0	0	2	2	3	0	2	2	2		
<i>Lavandula stoechas</i>	0	2	1	0	0	0	0	0	3	2	0	2	0	0	0	0	1	3	2	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0		
<i>Phyllirea angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2	2	2	2	2	2	0	2	2	2	0	0		
<i>Genista triacanthos</i>	0	2	1	2	1	2	0	1	3	3	0	2	0	2	2	2	2	3	3	2	0	2	2	0	0	2	2	0	2	2	2	2	2	2	2	0	0	
<i>Myrtus communis</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Quercus coccifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Quercus suber</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	
<i>Rubus ulmifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	1	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1	0	
<i>Lithodora prostata</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	1	2	2	0	0	0	0	1	2	2	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	
<i>Erica umbellata</i>	2	0	1	2	2	3	2	3	1	0	0	0	2	2	2	2	1	1	2	2	2	0	2	2	2	2	2	2	1	2	2	0	2	2	0	3		
<i>Ulex minor</i>	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	2	0	1	0	2	0	2	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	5	0	
<i>Halimium ocymoides</i>	0	1	0	0	0	0	0	1	0	2	3	1	2	3	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Cytisus multiflorus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Erica australis</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	

Quadro 48 – Inventários florísticos realizados na bacia hidrográfica de Quebradas

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36		
Exposição	S	S	NW	N	NE	S	E	NE	SW	NE	NE	SW	*	SW	NE	E	SW	SW	S	E	SE	SW	S	E	NE	SW	NW	SW	W	E	W	N	NE	N	NE	W		
Altitude	363	364	361	381	364	343	363	342	350	383	366	334	*	343	365	355	329	347	368	371	336	339	377	338	356	334	354	350	361	320	306	359	366	355	372	310		
Inclinação	2	2	5	9	9	4	9	3	4	8	3	21	*	13	11	10	9	9	13	10	10	15	14	12	19	20	15	13	6	3	20	9	6	8	1	9		
Rocha	Q	Q	Q			Q		Q	Q	Q	Q	Q	*	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	
N.º de Espécies lenhosas	5	8	6	5	7	7	5	9	5	7	11	15	*	7	8	7	4	8	6	5	7	5	4	3	7	8	3	1	4	5	4	5	10	7	4	9		
													*																									
<i>Pinus Pinaster</i>	4	3	2	3	4	2	2	3	2	3	4	1	*	2	3	4	2	2	3	4	3	3	3	3	2	3	3	4	3	3	2	3	3	3	3	3	3	
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	0	0	2	4	0	0	0	2	0	2	0	*	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus ladanifer</i>	0	3	2	0	2	4	0	2	2	2	2	2	*	3	0	2	4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Cistus salvifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	3	3	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	*	2	2	2	0	2	2	2	2	3	2	2	3	3	2	0	2	2	2	2	2	2	0	2	2	
<i>Calluna vulgaris</i>	2	2	3	4	3	2	3	3	4	2	2	3	*	3	3	2	0	3	3	3	2	2	2	2	2	3	2	0	2	2	2	2	2	3	2	2	3	
<i>Lavandula stoechas</i>	0	2	0	0	0	2	2	2	0	2	2	3	*	2	1	2	3	2	2	0	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	1	2	2	
<i>Halimium ocymoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	
<i>Phyllirea angustifolia</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	2	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Genista triacanthos</i>	0	2	0	0	0	2	0	2	0	2	2	2	*	2	0	2	0	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	
<i>Erica australis</i>	2	0	0	4	3	0	0	0	0	0	0	2	*	0	0	0	0	1	2	2	2	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	
<i>Erica lusitanica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	
<i>Erica umbellata</i>	0	0	4	0	0	0	4	0	0	0	0	2	*	0	0	0	0	0	3	2	0	0	2	0	3	3	0	0	0	2	0	0	2	0	0	0		
<i>Erica arborea</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	
<i>Ulex minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	
<i>Quercus coccifera</i>	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	2	0	*	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus ilex</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	
Exposição	S	S	NW	N	NE	S	E	NE	SW	NE	NE	SW	*	SW	NE	E	SW	SW	S	E	SE	SW	S	E	NE	SW	NW	SW	W	E	W	N	NE	N	NE	W	
Altitude	363	364	361	381	364	343	363	342	350	383	366	334	*	343	365	355	329	347	368	371	336	339	377	338	356	334	354	350	361	320	306	359	366	355	372	310	
Inclinação	2	2	5	9	9	4	9	3	4	8	3	21	*	13	11	10	9	9	13	10	10	15	14	12	19	20	15	13	6	3	20	9	6	8	1	9	
Rocha	Q	Q	Q			Q		Q	Q	Q	Q	Q	*	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q
N.º de Espécies lenhosas	5	8	6	5	7	7	5	9	5	7	11	15	*	7	8	7	4	8	6	5	7	5	4	3	7	8	3	1	4	5	4	5	10	7	4	9	
<i>Quercus suber</i>	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	2
<i>Rubus ulmifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	1	2	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Arbutus unedo</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulex minor</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrus bourgeana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithodora prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	*	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Crataegus monogyna</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	*	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

1. Espécie isolada; 2. Espécie constituindo pequenos tufos; 3. Espécie constituindo grandes tufos; 4. Espécie constituindo tapetes descontínuos; 5. Espécie constituindo tapetes contínuos.

* Obs: Parcela inacessível devido à presença de linhas de água e à vegetação com dimensões e densidades elevadas.

Quadro 49 – Inventários florísticos realizados na zona envolvente à área ardida localizada no vale do rio Zêzere

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	
Exposição	S	E	E	NW	N	NW	E	NW	E	NO	E	NW	SE	E	E	W	NW	SW	P	S	SE	SE	E	S	S	SW	N	
Altitude	1464	1451	1178	1554	1107	1127	1157	904	1083	1151	1092	1178	1204	1220	1116	1289	1331	1450	1400	1370	1372	1385	1484	1460	1437	1312	1529	
Inclinação	11	21	24	16	27	29	32	29	30	20	36	28	23	26	31	16	6	6	0	19	28	10	10	2	2	8	12	
Rocha	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G	G
N.º de Espécies lenhosas	5	2	3	4	6	4	4	2	1	5	4	4	3	4	3	4	5	4	2	4	1	3	5	3	1	3	4	
Cobertura	60	90	0	70	10	70	30	0	0	10	20	10	10	10	70	60	10	20	40	100	20	80	90	20	0	20	10	
Estratificação	5	6	0	4	5	5	4	0	0	4	5	3	5	5	6	5	4	4	5	5	4	4	5	6	0	4	4	
	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Pinus Pinaster</i>	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	4	4	0	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cistus ladanifer</i>	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Calluna vulgaris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	
<i>Erica umbellata</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	
<i>Quercus pyrenaica</i>	0	0	0	0	5	3	2	0	0	2	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Rubus ulmifolius</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Cytisus multiflorus</i>	3	3	0	2	2	3	0	0	0	2	2	2	2	2	4	3	2	3	0	4	0	0	2	2	0	0	2	
<i>Cytisus oromediterraneus</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	4	0	0	0	0	0	
<i>Erica sp.</i>	5	4	0	3	0	2	2	0	0	1	2	0	2	2	3	4	5	3	4	3	0	2	5	3	0	5	2	
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	0	0	3	0	2	0	3	3	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Castanea sativa</i>	0	0	2	0	1	0	0	3	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Fagus sylvatica</i>	0	0	2	0	2	0	0	0	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
<i>Juniperus sp.</i>	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	
<i>Cytisus sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	0	
<i>Betula celtiberica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	
<i>Pinus sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	

Quadro 50 – Inventários florísticos realizados na envolvente à área ardida localizada na bacia hidrográfica de Penhascoso

N.º DE INVENTÁRIO	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
Exposição	0	W	S	NE	SE	SE	S	SW	E	0	S	N	NW	0	SW
Altitude	183	290	201	187	274	274	283	215	165	152	232	212	275	163	176
Inclinação	Pl.	4	8	19	4	3	3	9	26	Pl.	9	10	14	Pl	10
Rocha	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q	Q
N.º de Espécies lenhosas	3	8	8	5	9	5	8	12	7	4	7	9	5	3	3
<i>Pinus Pinaster</i>	0	2	2	0	2	0	3	2	3	0	2	4	3	0	0
<i>Eucalyptus globulus</i>	0	3	3	2	2	0	3	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus ladanifer</i>	0	4	3	2	0	2	3	3	2	0	4	0	3	2	0
<i>Cistus salvifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus populifolius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cistus monspeliensis</i>	0	0	0	0	5	2	2	1	0	0	0	2	0	0	0
<i>Cistus crispus</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chamaespartium tridentatum</i>	0	3	2	2	0	0	0	0	4	0	3	2	2	0	0
<i>Calluna vulgaris</i>	0	3	3	0	0	0	0	0	2	0	3	2	0	0	0
<i>Daphne gnidium</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0
<i>Fraxinus angustifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Lavandula stoechas</i>	0	2	4	3	0	0	0	0	0	0	2	0	0	2	0
<i>Halimium ocymoides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Phyllirea angustifolia</i>	0	0	1	0	2	0	0	2	0	0	0	0	3	0	0
<i>Genista triacanthos</i>	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Erica australis</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erica lusitânica</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Erica umbellata</i>	0	3	0	0	0	0	0	0	2	0	3	0	4	0	0
<i>Erica arborea</i>	2	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Olea europaea ssp. sylvestris</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Quercus coccifera</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Quercus rotundifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	0	0	0
<i>Quercus suber</i>	0	0	0	0	2	0	1	2	0	0	0	2	0	0	0
<i>Rubus ulmifolius</i>	2	0	0	0	3	3	0	2	0	2	0	2	0	3	3
<i>Arbutus unedo</i>	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ulex minor</i>	0	3	0	2	2	2	2	0	2	0	0	0	0	0	0
<i>Pyrus bourgaeana</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cytisus multiflorus</i>	0	0	2	0	4	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Lithodora prostrata</i>	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0
<i>Alnus glutinosa</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
<i>Crataegus monogyna</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2

5.2.3 Análise canónica de correspondências (ACC)

Nos resultados da análise canónica de correspondências a Fig. 76 corresponde ao diagrama de ordenação obtido através da Análise Canónica de Correspondências (ACC) para os locais de amostragem da bacia do Caratão.

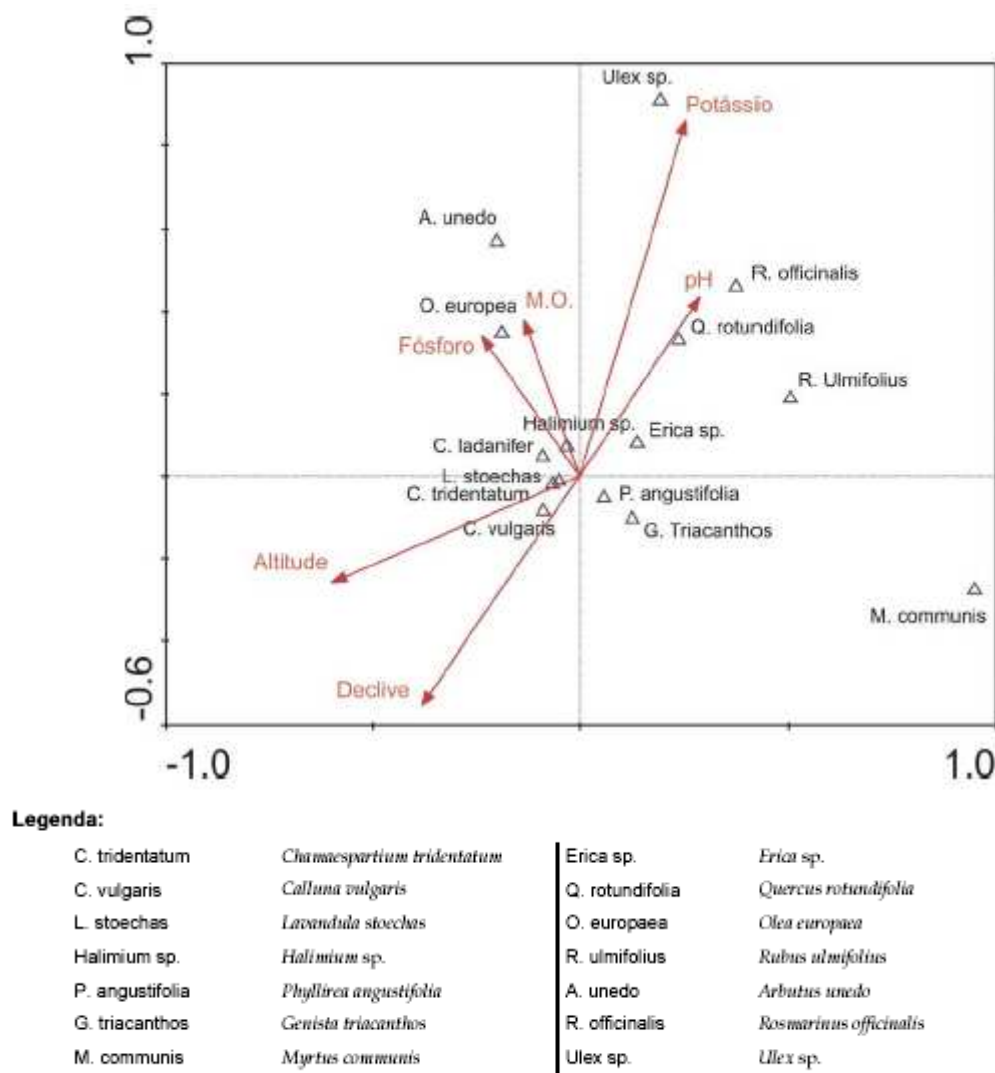


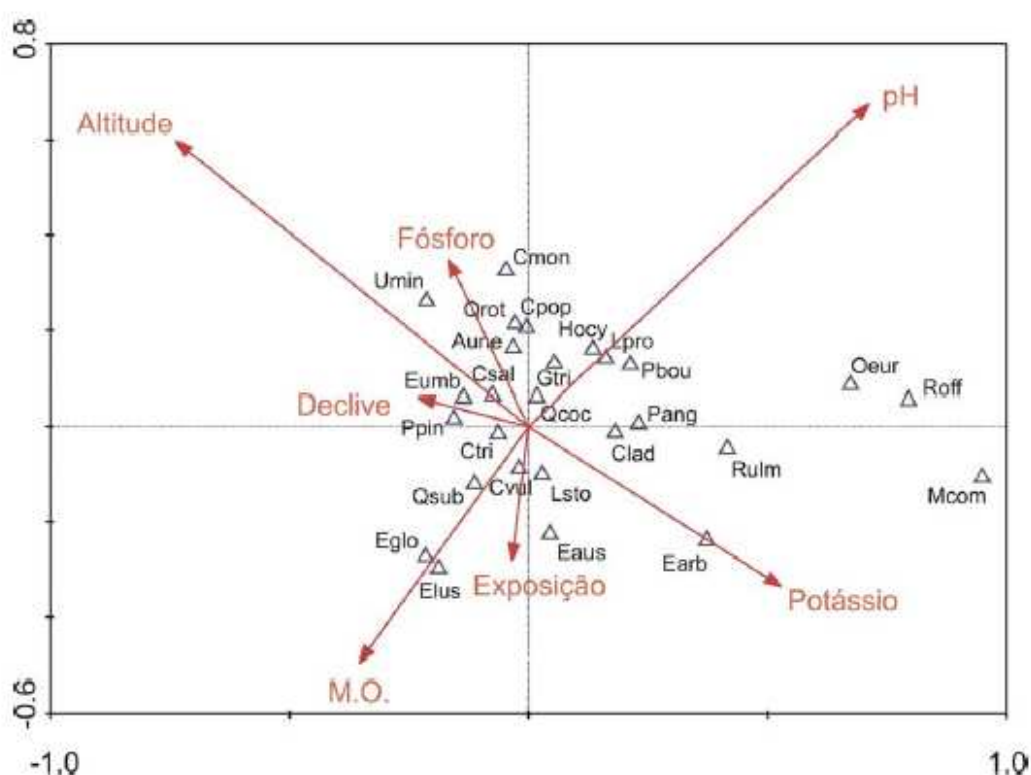
Fig. 76 - Diagrama de ordenação das espécies nos eixos canônicos correspondentes às variáveis consideradas (Bacia Hidrográfica do Caratão)

No Quadro 51 é possível observar os coeficientes de regressão que explicam a associação destas variáveis aos eixos canônicos, para a bacia do Caratão. Neste quadro consta igualmente a variância cumulativa explicada por cada eixo, explicando os dois primeiros eixos uma variância acumulada de 68,0 %. Através do diagrama é possível detectar algumas variáveis explicativas da variabilidade para as espécies em causa, e que correspondem essencialmente ao pH e ao teor de matéria orgânica no solo.

A Fig. 77 corresponde ao diagrama de ordenação obtido através da Análise Canónica de Correspondências (ACC) para os locais de amostragem bacias de Caratão, Quebradas e Carvoeiro.

Quadro 51 – Coeficientes de correlação entre as variáveis independentes e o primeiro e segundo eixos canônicos de correspondência

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Declive	-0.2522	-0.2988
Altitude	-0.3955	-0.1395
Matéria Orgânica	-0.0886	-0.2354
pH	0.1928	0.4646
Fósforo	-0.1563	0.1835
Potássio	0.1697	0.2044
Valores próprios	0,106	0,063
Variância explicada (%)	42.8	25,2
Variância acumulada (%)	42.8	68.0



Legenda:

Ctri	<i>Chamaespartium tridentatum</i>	Roff	<i>Rosmarinus officinalis</i>	Qrot	<i>Quercus rotundifolia</i>
Cvul	<i>Calluna vulgaris</i>	Umin	<i>Ulex minor</i>	Qsub	<i>Quercus suber</i>
Lsto	<i>Lavandula stoechas</i>	Eglo	<i>Eucalyptus globulus</i>	Qcoc	<i>Quercus coccifera</i>
Hocy	<i>Halimium ocymoides</i>	Csal	<i>Cistus salvifolius</i>	Pbou	<i>Pyrus bourgaena</i>
Pang	<i>Phyllirea angustifolia</i>	Clad	<i>Cistus ladanifer</i>	Eumb	<i>Erica umbelatta</i>
Gtria	<i>Genista triacanthos</i>	Cmon	<i>Cistus monspeliensis</i>	Eaus	<i>Erica australis</i>
Mcom	<i>Myrtus communis</i>	Cpop	<i>Cistus populifolius</i>	Elus	<i>Erica lusitanica</i>
Rulm	<i>Rubus ulmifolius</i>	Lpro	<i>Lithodora prostata</i>	Earb	<i>Erica arborea</i>
Ppin	<i>Pinus pinaster</i>	Oeur	<i>Olea europaea</i>	Aune	<i>Arbutus unedo</i>

Fig. 77 - Diagrama de ordenação das espécies nos eixos canônicos correspondentes às variáveis consideradas para as bacias hidrográficas estudadas na primeira fase (Caratão, Quebradas e Carvoeiro)

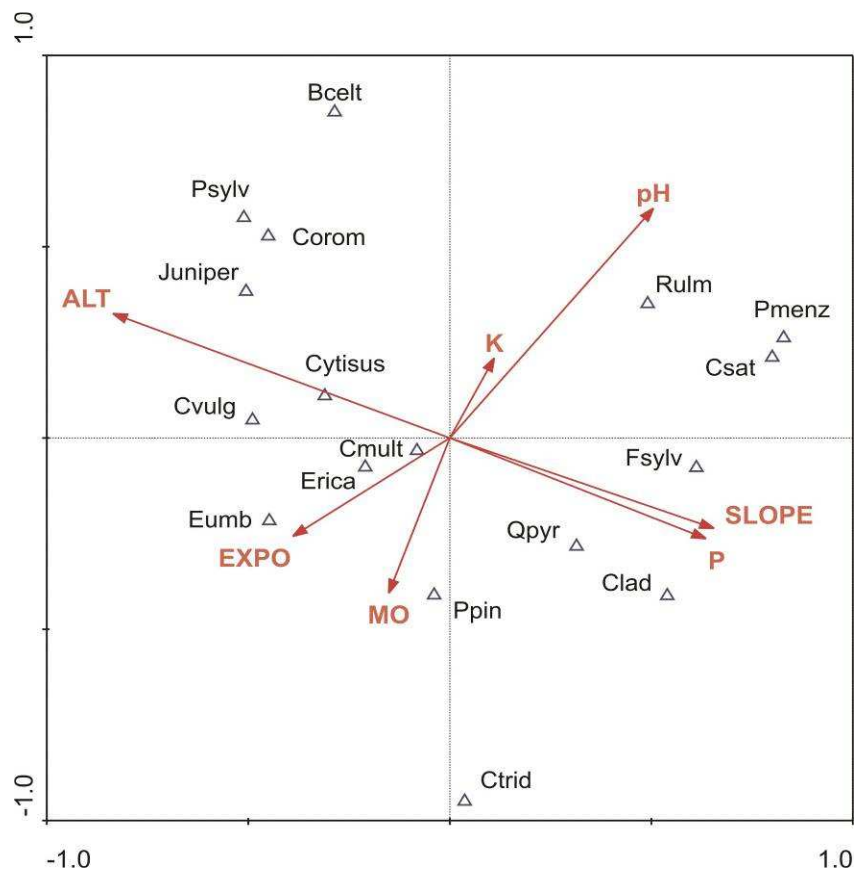
No Quadro 52 é possível observar os coeficientes de regressão que explicam a associação destas variáveis aos eixos canónicos. Naturalmente, e porque se estão a considerar agora não um mas três universos florísticos, os resultados são um pouco distintos dos obtidos para apenas a bacia do Caratão. Verifica-se contudo uma significativa aproximação nos valores obtidos. Neste Quadro 52 consta igualmente a variância cumulativa explicada por cada eixo, explicando os dois primeiros eixos uma variância acumulada de 64,2 %. Através do diagrama é possível detectar alguns factores ambientais explicativos da variabilidade para as espécies em causa.

Quadro 52 – Coeficientes de correlação entre as variáveis independentes e o primeiro e segundo eixos canónicos de correspondência

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Exposição	-0.0348	-0.2815
Altitude	-0.7390	0.5978
Declive	-0.2319	0.0602
pH	0.7134	0.6746
Potássio	0.5294	-0.3362
Fósforo	-0.1677	0.3482
Matéria Orgânica	-0.3543	-0.4956
Valores próprios	0,111	0,054
Variância explicada (%)	42.2	22,0
Variância acumulada (%)	42.2	64.2

Por seu lado, a Fig. 78 corresponde ao diagrama de ordenação obtido através da Análise Canónica de Correspondências (ACC) para os locais de amostragem na bacia do rio Zêzere a montante de Manteigas.

No Quadro 53 é possível observar os coeficientes de regressão que explicam a associação destas variáveis aos eixos canónicos. Neste quadro consta igualmente a variância cumulativa explicada por cada eixo, explicando os dois primeiros eixos uma variância acumulada de 67,4 %.

**Legenda:**

Ctri - <i>Chamaespartium tridentatum</i>	Corom - <i>Cytisus oromediterraneus</i>	Fsyly - <i>Fagus sylvatica</i>
Cvul - <i>Calluna vulgaris</i>	Rulm - <i>Rubus ulmifolius</i>	Clad - <i>Cistus ladanifer</i>
Qpyr - <i>Quercus pyrenaica</i>	Ppin - <i>Pinus pinaster</i>	Pmenz - <i>Pseudotsuga menziensis</i>
Eumb - <i>Erica umbellata</i>	Psylv - <i>Pinus sylvestris</i>	Erica - <i>Erica</i> sp.
Cytisus - <i>Cytisus</i> sp.	Bcelt - <i>Bétula celtiberica</i>	Juniper - <i>Juniperus</i> sp.
Cmult - <i>Cytisus multiflorus</i>	Csat - <i>Castanea sativa</i>	

Fig. 78 - Diagrama de ordenação das espécies nos eixos canónicos correspondentes às variáveis consideradas (bacia do rio Zêzere)

Através do diagrama é possível detectar alguns factores ambientais explicativos da variabilidade para as espécies em causa, sendo de realçar a influência do gradiente altitudinal na ocorrência das espécies identificadas.

A influência da variável Altitude na ordenação das espécies é explicada pela diferença de altitude entre inventários, que se situa nos 650 m. Verifica-se, igualmente, que espécies indicadoras do andar oromediterrânico, tais como o zimbro (*Juniperus* sp.) e a piogueira-da-estrela (*Cytisus oromediterraneus*), se encontram distribuídas ao longo do eixo canónico correspondente à variável Altitude.

Quadro 53 – Coeficientes de correlação entre as variáveis independentes e o primeiro e segundo eixos canónicos de correspondência (bacia do rio Zêzere)

Variáveis	Eixo 1	Eixo 2
Exposição	-0.3895	-0.2569
Altitude	-0.8359	0.3252
Declive	0.6554	-0.2361
PH	0.5052	0.6006
Potássio	0.1103	0.2090
Fósforo	0.6356	-0.2630
Matéria Orgânica	-0.1515	-0.4053
Valores próprios	0,676	0,340
Variância explicada (%)	44,9	23,4
Variância acumulada (%)	44,9	67,4

5.2.4 Classificação aglomerativa dos locais de amostragem

Procedeu-se à classificação global dos locais de realização dos inventários, para as bacias hidrográficas estudadas, com base nas matrizes das abundâncias das espécies lenhosas por locais de amostragem.

Os dendogramas de dissimilaridade resultantes da análise aglomerativa, modo Q (agrupamento de amostras) para as bacias de Caratão, Carvoeiro, Quebradas e Zêzere (Fig. 79, Fig. 80, Fig. 81 e Fig. 82) permitiram constatar padrões na agregação dos diferentes inventários florísticos, correspondentes a diferentes formações vegetais.

Para a definição dos agrupamentos optou-se por um critério arbitrário que traduz o compromisso entre a necessidade de obter grupos com um número de espécies razoável, e a necessidade de evitar a formação de agrupamentos incoerentes do ponto de vista ecológico.

No dendograma correspondente à bacia hidrográfica do Caratão, representado na Fig. 79, foi possível estabelecer uma separação de agrupamentos. No entanto, as formações vegetais não apresentam um elevado grau de dissemelhança entre si, o que indicia uma reduzida variação na composição específica entre comunidades. Tal deve-se ao facto destas comunidades serem pioneiras.

Pode-se considerar que o principal factor diferenciador das comunidades é a exposição do terreno, verificando-se que os agrupamentos dominados pelo *Cistus ladanifer* e *Calluna vulgaris* estão associados a encostas orientadas a Sul e a Sudoeste, correspondendo a situações de maior secura.

Nas formações situadas em encostas voltadas a Norte e Nordeste verifica-se um maior grau de dissemelhança. Tal deve-se a uma diferenciação elevada na composição específica relativamente às outras formações.

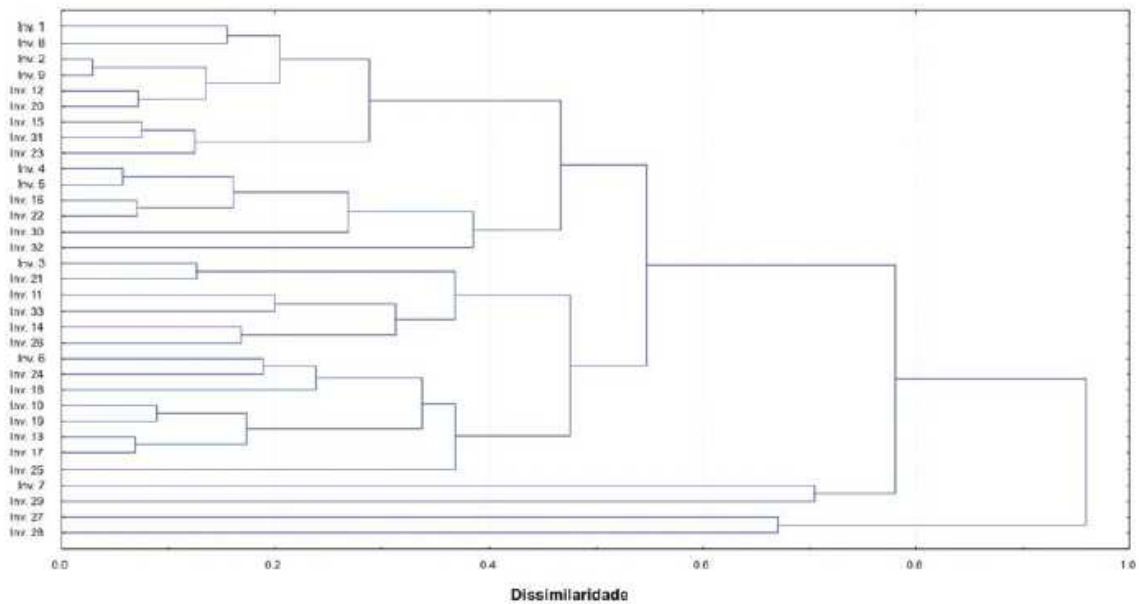


Fig. 79 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade das comunidades vegetais para a Bacia Hidrográfica do Caratão

No dendrograma da Fig. 80, correspondente à bacia hidrográfica do Carvoeiro, o grau de dissimilaridade entre agrupamentos é igualmente reduzido. No entanto é possível diferenciar entre comunidades associadas a encostas frias, constituídas por *Ulex sp.* e *Chamaespartium tridentatum*, e comunidades características de encostas quentes, dominadas pela *Calluna vulgaris* e *Genista triacanthos*.

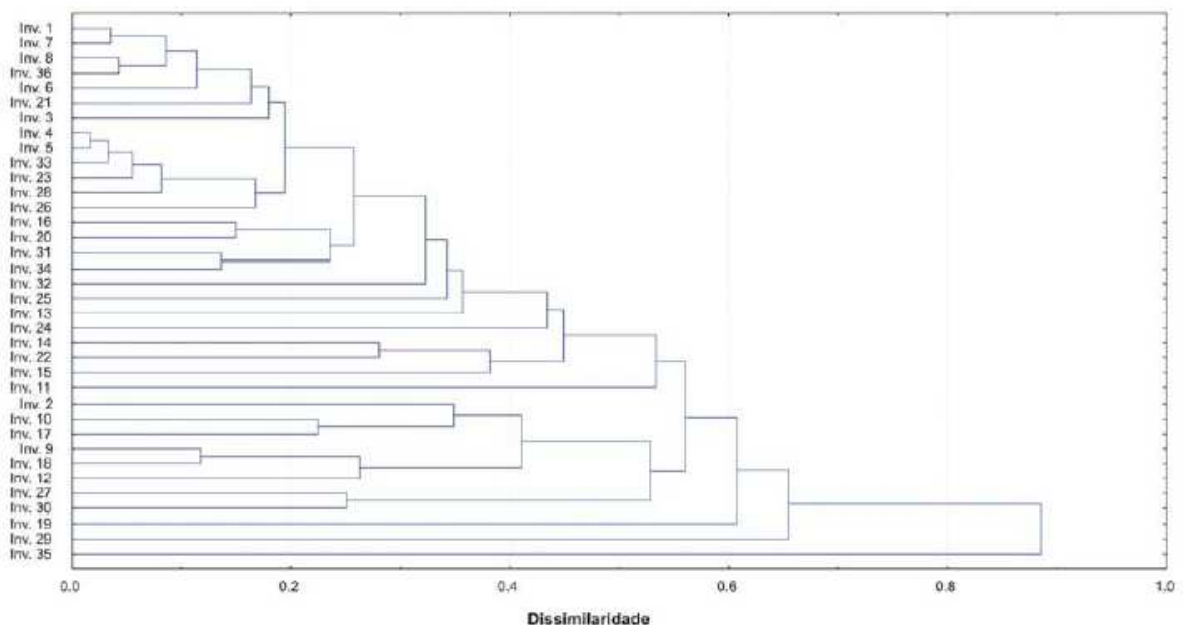


Fig. 80 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (Índice de distância euclidiana ao quadrado) das comunidades vegetais para a Bacia Hidrográfica do Carvoeiro

No dendograma correspondente à bacia hidrográfica de Quebradas, representado na Fig. 81, o grau de dissimilaridade entre agrupamentos é muito reduzido, mas ainda assim é possível diferenciar uma comunidade pioneira dominada por pinheiro bravo em regeneração natural, associado a *Chamaespartium tridentatum* e *Calluna vulgaris*.

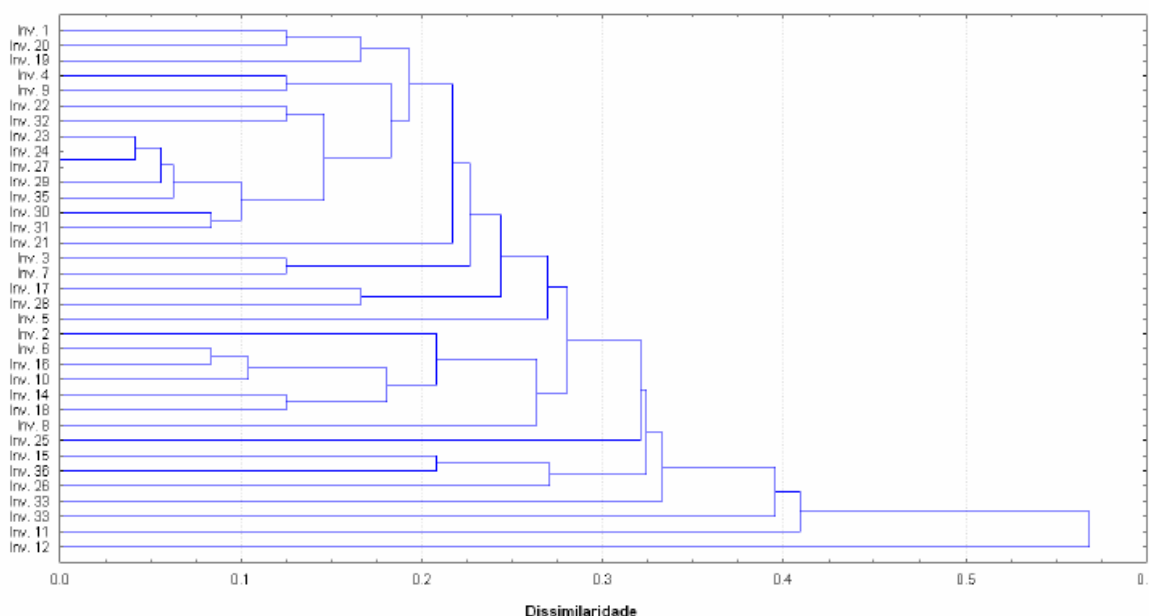


Fig. 81 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (Índice de distância euclidiana ao quadrado) das comunidades vegetais para a Bacia Hidrográfica de Quebradas.

No dendograma representado na Fig. 82, e que corresponde à bacia do rio Zêzere, foi possível estabelecer uma separação de agrupamentos.

Pode-se considerar que o principal factor diferenciador das comunidades é a altitude, confirmando os resultados obtidos através da análise ACC, verificando-se que o agrupamento mais representativo é o urzal dominado por urze (*Erica* sp.) e giesta-branca (*Cytisus multiflorus*), que ocorre predominantemente em altitudes compreendidas entre os 1280 e os 1470 m.

Verifica-se, igualmente, que os inventários realizados em locais de maior altitude (acima dos 1480 m), se encontram agrupados na mesma cluster. As formações vegetais presentes apresentam na sua composição, para além da urze (*Erica* sp.), espécies como o zimbro (*Juniperus* sp.) e a piorneira-da-estrela (*Cytisus oromediterraneus*).

A análise aglomerativa permitiu ainda identificar um agrupamento de inventários correspondente a floresta de produção, verificando-se o predomínio de plantações pseudotsuga (*Pseudotsuga menziesii*).

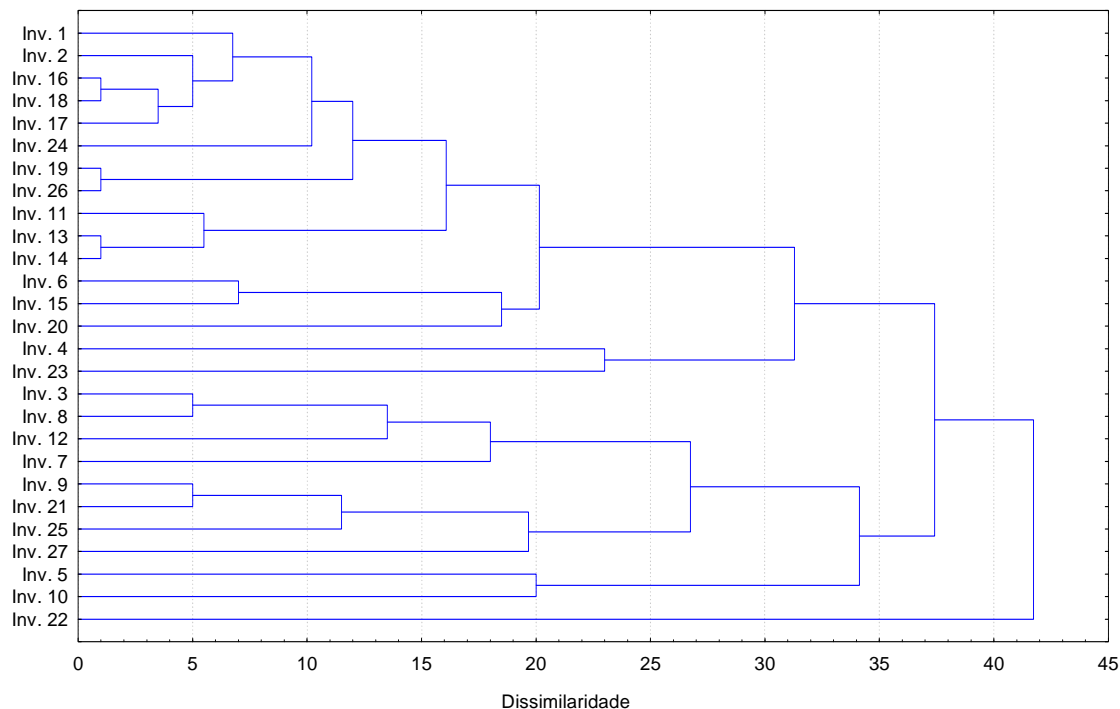


Fig. 82 - Análise aglomerativa (modo Q, UPGMA) dos valores de dissimilaridade (Índice de distância euclidiana ao quadrado) das comunidades vegetais para a zona envolvente à área ardida do vale do rio Zêzere

5.2.5 Mapas de Krigagem da Biomassa Florestal

Para produzir o mapeamento da biomassa, através da interpolação espacial - Kriging, foram testados diferentes métodos para cada uma das bacias hidrográficas estudadas (Caratão e Carvoeiro) e avaliados os erros de estimação dos modelos de interpolação espacial. O estudo foi posteriormente expandido para a bacia do Zêzere.

A transformação da amostragem pontual numa superfície contínua foi realizada através dos seguintes métodos de interpolação espacial (Kriging): Ordinário, Simples e Universal. Destes métodos foi seleccionado o mais adequado à representação espacial da biomassa florestal, de acordo com os valores do Semi-variogramas produzidos e respectiva covariância, utilizando os modelos Exponencial, Esférico e Gaussiano.

Neste processo foram identificados os métodos que apresentavam o menor erro no mapeamento da distribuição da quantidade de biomassa florestal e da distribuição de probabilidades, tendo-se as seguintes opções:

- **Na bacia hidrográfica do Caratão:**
 - **Krigagem** – *Mapa de distribuição de probabilidades*, com os seguintes modelos de ajustamento: Esférico, Exponencial e Gaussiano, com detecção de anisotropia no modelo esférico.

- **Krigagem Simples** – Mapa de distribuição da quantidade, com os seguintes modelos de ajustamento: Esférico e Exponencial e com detecção de anisotropia nos dois modelos.
- **Krigagem Simples** – Mapa de distribuição de probabilidades, com os seguintes modelos de ajustamento: Esférico e Exponencial, e com detecção de anisotropia nos dois modelos.
- **Na bacia hidrográfica do Carvoeiro:**
 - **Krigagem Universal** – Mapa de distribuição de probabilidades, com o modelo de ajustamento Esférico.
 - **Krigagem Simples** – Mapa de distribuição da quantidade, com o modelo de ajustamento Esférico.
 - **Krigagem Simples** – Mapa de distribuição de probabilidades, com o modelo de ajustamento Esférico.

Os mapas da distribuição espacial da quantidade de biomassa florestal, existente nas bacias hidrográficas, são apresentados no Anexo XI.

Para a bacia do rio Zêzere os valores de distribuição da biomassa ardida são apresentados na Fig. 83, baseados em extrapolações a partir de áreas envolventes com coberto e densidade vegetal similares às áreas ardidas (cf. Fig. 74).

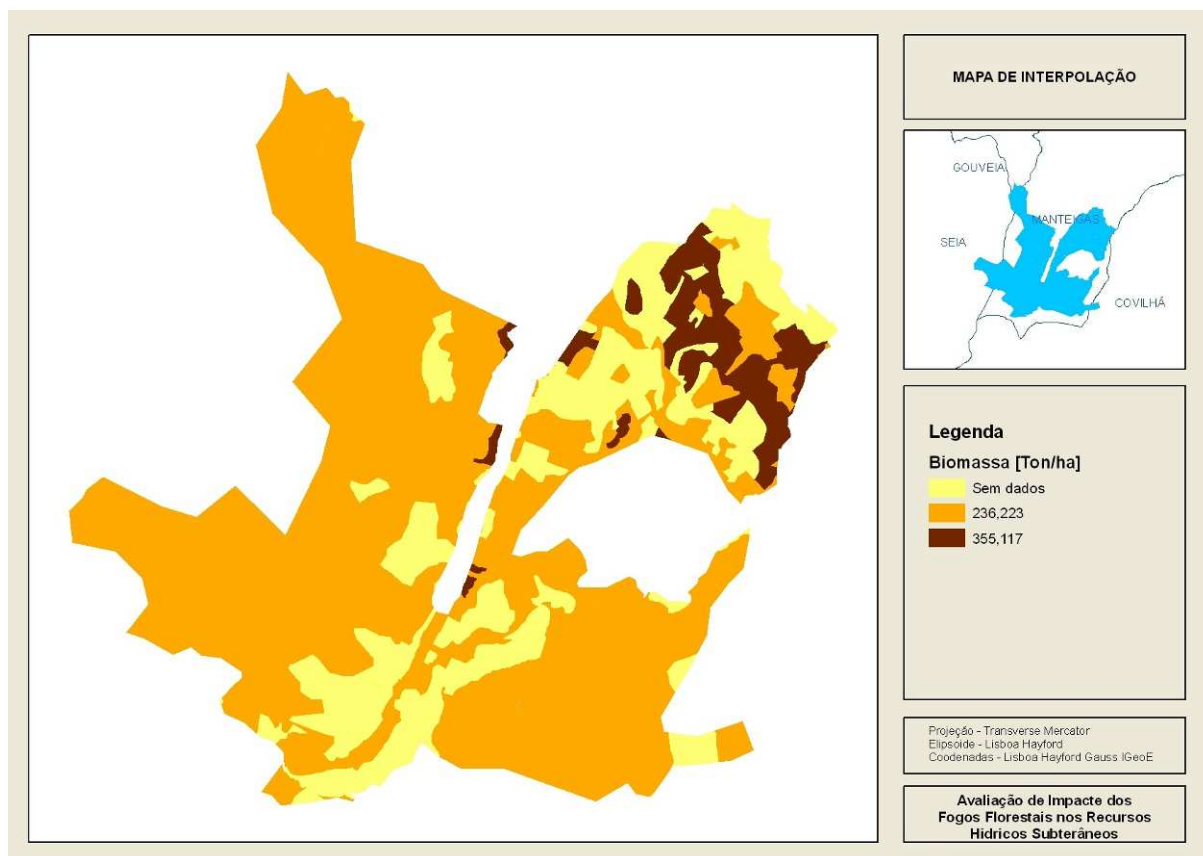


Fig. 83 - Biomassa ardida na região do vale do rio Zêzere (Fogo de 2005)

5.3 Caracterização da ocupação do solo anterior ao fogo florestal na bacia do rio Zêzere

De acordo com os levantamentos fitossociológicos nas envolventes da área ardida do vale do Zêzere no fogo de 2005, a partir da rede de amostragem indicada na Fig. 84, obteve-se uma cartografia aproximada da ocupação do solo anterior a este mesmo incêndio (Fig. 85).

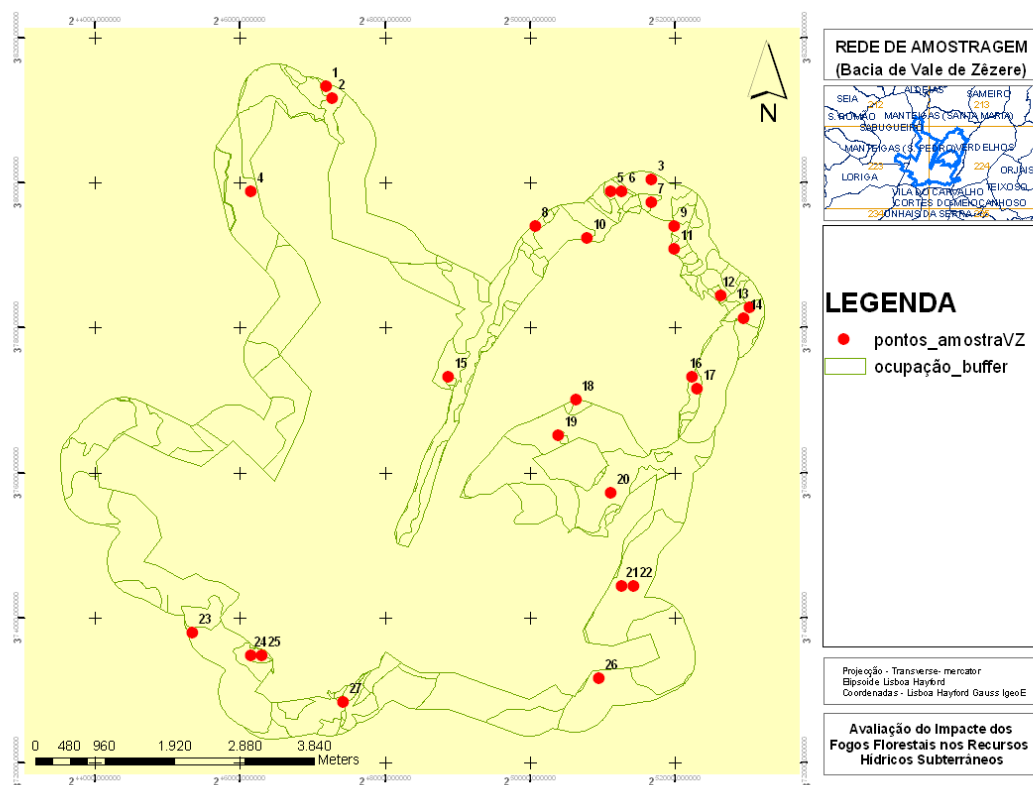


Fig. 84 - Distribuição espacial das amostras na zona envolvente à área ardida do Vale do Zêzere

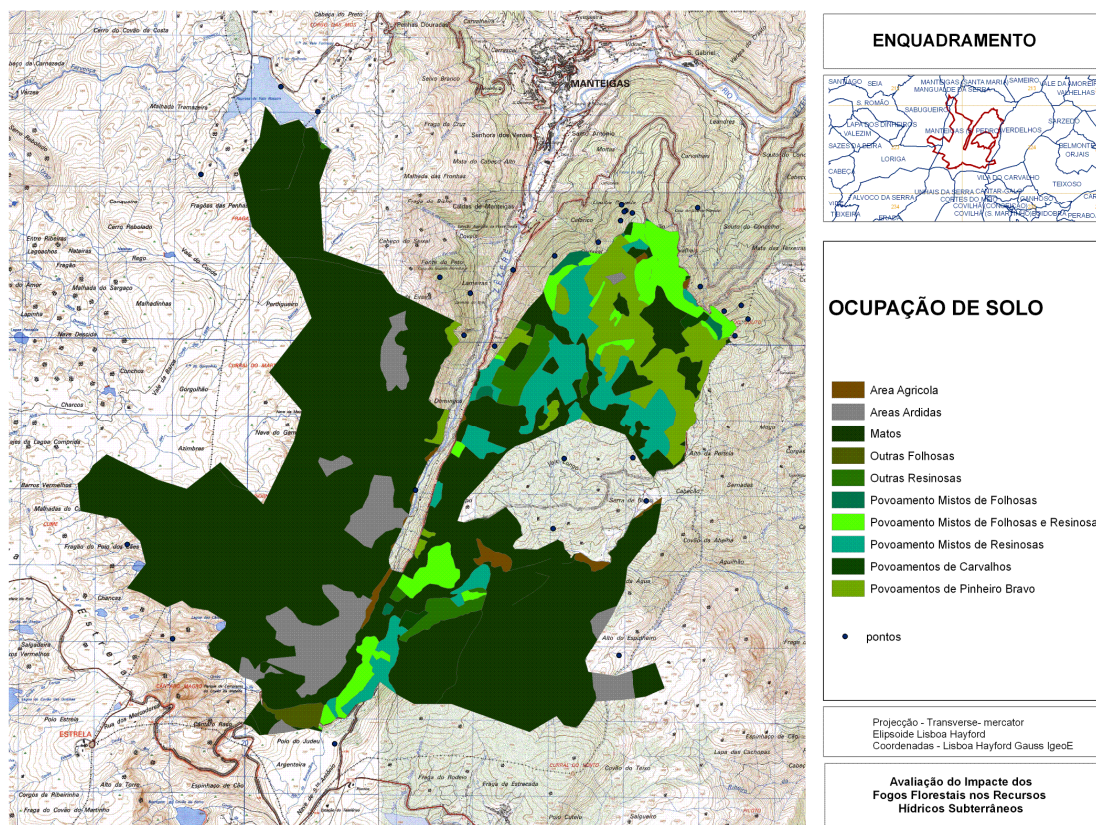


Fig. 85 - Ocupação do solo anterior ao incêndio de 2005 (Vale do Zêzere)

6 Estudo dos Impactos dos Fogos na Qualidade de Recursos Hídricos Subterrâneos

Neste capítulo faz-se a análise dos impactes dos fogos sobre a qualidade das águas subterrâneas e superficiais, iniciando-se por uma revisão bibliográfica da problemática dos hidrocarbonetos, seguindo-se a descrição geral dos trabalhos de monitorização e análise das amostragens, concluindo-se com a apresentação dos resultados a identificação de possíveis indicadores para seguir os impactes dos fogos na qualidade dos recursos hídricos. O texto deste capítulo mereceu igualmente publicação independente em relatório LNEC, referenciado como (Laranjeira e Leitão, 2008).

6.1 Introdução

Os estudos de qualidade das águas que se apresentam neste capítulo têm os seguintes objectivos genéricos:

- Pesquisa de eventuais contaminações químicas das águas superficiais e subterrâneas, em áreas ardidas, bem como dos solos, procurando relacioná-la na

medida do possível, com a presença ou ausência nessas áreas das espécies florestais pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) e espécies arbustivas susceptíveis de influenciar a qualidade das águas e dos solos locais.

- Concluir sobre o impacto dos fogos florestais nos diversos processos do ciclo hidrológico.

Como objectivo específico deste estudo considerou-se a análise do impacto das florestas de pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) nos processos hidrológicos e hidroquímicos em áreas ardidas e não ardidas, compreendendo três partes distintas.

Uma primeira parte tem como objectivo avaliar como a água da precipitação se distribui pelas três componentes principais do ciclo hidrológico terrestre (escoamento directo, escoamento subterrâneo e evapotranspiração) em três áreas de estudo: uma que tenha sofrido recentemente um fogo, outra que tenha sido sujeita a um fogo há mais tempo e uma terceira área que não tenha ardido.

O seu estudo passa pela monitorização da precipitação e do escoamento superficial (composto pelo escoamento directo e pela descarga do escoamento subterrâneo para a superfície).

Uma segunda parte em que se compararam as três áreas de estudo conhecendo todos os dados de entrada necessários para o Projecto (coberto vegetal, solos, hidrogeologia, clima e condições de escoamento), e se faz uma previsão do impacto dos fogos florestais sobre as componentes regionais do ciclo da água.

O estudo inclui: a caracterização da composição das comunidades vegetais a uma escala mais pormenorizada, com especial incidência no estudo das espécies arbóreas e arbustivas; o desenvolvimento de uma metodologia de amostragem e recolha de águas, solos e cinzas e material vegetal para incinerar, para caracterização química; a elaboração de uma metodologia de análise espacial para integração de diferentes variáveis com influência na quantidade e qualidade dos recursos hídricos.

Na terceira e última parte com base na quantificação das alterações hidrológicas pretendeu-se verificar quais os efeitos dos incêndios florestais na qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Atendendo aos objectivos anteriormente descritos, a selecção do Concelho de Mação, como zona de estudo do impacto dos fogos florestais na qualidade dos solos e dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos, foi efectuada por corresponder aos seguintes requisitos: (1) ocupação do solo predominantemente por espécies arbóreas, pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill); (2) representatividade espacial das áreas de

estudo, isto é respeitando o interesse de obtenção de informação em áreas aridas recentemente e áreas não aridas e (3) disponibilidade dos técnicos da Câmara Municipal de Mação e o seu apoio logístico (gabineteflorestal@cmm.pt).

Assim foram seleccionadas quatro áreas de estudo no Concelho de Mação: Quebrada, Carvoeiro, Caratão e Penhascoso. A primeira é representativa de uma área não arida, a segunda e terceira áreas sofreram um incêndio em 2003 e a quarta área de estudo foi sujeita a um incêndio em 3 de Agosto de 2006. Esta última área de estudo foi seleccionada com o objectivo de monitorizar uma área imediatamente a seguir à ocorrência de um incêndio.

O desenvolvimento dos trabalhos de campo contou com a parceria do Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), da Escola Superior Agrária de Castelo Branco (ESACB), do Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, I.P.– Departamento de Hidráulica (INETI-DH), do Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação, I.P.– Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental (INETI-DEECA) e da Câmara Municipal de Mação (CMM).

6.2 Revisão bibliográfica

Apresenta-se neste subcapítulo uma síntese bibliográfica da génese dos HAPs, na qual se pretende relevar a importância do seu estudo em áreas florestais sujeitas a fogos, apresentando noções fundamentais sobre o problema da poluição por hidrocarbonetos dos solos e das águas nessas zonas, de que se destaca a sua origem, características e efeitos da contaminação no meio ambiente envolvente.

6.2.1 Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) e a importância do seu estudo em áreas aridas

Uma das formas de avaliar a poluição das águas é através de marcadores orgânicos geoquímicos que se caracterizam pela sua natureza específica, resistência aos processos de degradação e estabilidade química, sofrendo pouca ou nenhuma alteração ao longo do tempo.

As principais classes de marcadores orgânicos geoquímicos, relacionados com o meio aquático, são os esteróis, os alquibenzenos lineares (LABs), os compostos organoclorados, como pesticidas e bifenilos policlorados (PCBs) e os hidrocarbonetos (Martins, 2005). A avaliação dos níveis desses marcadores pode indicar origens e a intensidade das actividades antrópicas numa região, tendo em vista que estão directamente associados a fontes conhecidas de poluição.

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) constituem uma família de compostos caracterizada por possuírem dois ou mais anéis aromáticos condensados. Estas substâncias,

bem como os seus derivados nitrados e oxigenados, têm ampla distribuição e são encontrados como constituintes de misturas complexas em todos os compartimentos ambientais (Netto *et al.*, 2000).

De entre as suas inúmeras fontes, podem ser citados os processos de combustão de material orgânico (particularmente a exaustão de motores a diesel ou a gasolina), a queima de carvão, as fotocopiadoras, a incineração de resíduos vegetais, fumo do tabaco, etc. (Netto *et al.*, 2000).

De maneira geral, tanto os HAPs quanto os seus derivados estão associados ao aumento da incidência de diversos tipos de cancro no homem.

Os contaminantes orgânicos hidrofóbicos (COH) (i.e., PCB, DDT, dioxinas e HAPs) e os metais pesados têm uma elevada afinidade para as partículas coloidais orgânicas e esse comportamento pode alterar a mobilidade dos contaminantes (Huling, 1989).

Colóides são partículas com diâmetro inferior a 20 micras, movendo-se nas zonas não-saturada e saturada. Muitos contaminantes hidrofóbicos orgânicos, geralmente considerados como muito retardantes devido às fortes interações existentes com o material litológico do aquífero, têm uma grande afinidade com o material coloidal móvel. Consequentemente, a associação entre os contaminantes e as partículas coloidais afecta o transporte de contaminantes (Huling, 1989).

A importância das partículas coloidais no destino dos contaminantes depende dos seguintes factores: a) da natureza e da concentração das partículas coloidais dissolvidas; b) da espécie de interacção entre os contaminantes e as partículas coloidais dissolvidas e c) da mobilidade da matéria coloidal no aquífero (Huling, 1989).

A água subterrânea tipicamente contém poucos mg/l de matéria orgânica dissolvida, mas a matéria orgânica dissolvida pode atingir centenas de mg/l nas águas superficiais e na água subterrânea perto das barragens (Huling, 1989). Consequentemente, o potencial efeito no transporte de poluentes deverá ser maior.

A afinidade da matéria orgânica para com poluentes orgânicos (e.g. HAP) tal como para as superfícies minerais pode ter um papel importante no comportamento geoquímico dos HAPs, particularmente no seu transporte. Os HAPs são compostos orgânicos relativamente insolúveis na água. Os locais hidrofóbicos das substâncias representam um importante meio facilitador dos processos de migração dos HAPs. Pelo contrário, nos meios onde a matéria orgânica está associada com a matriz do solo, os HAP ficam adsorvidos no solo e o seu transporte pode ser retardado.

Os HAPs formados durante o processo de combustão ficam adsorvidos nas partículas de cinzas as quais constituem um importante meio de transporte, através dos poros do solo, de

poluentes orgânicos para os sistemas aquáticos. A adsorção dos HAPs nas partículas de cinzas tem uma importante implicação no transporte e destino no ambiente (Low e Betley, 1988).

Devido à sua persistência, os HAPs encontram-se presentes na maioria dos solos, onde se acumulam devido à sua baixa solubilidade na água. Os solos das florestas, em particular, recebem elevadas cargas de HAPs (e de outros contaminantes orgânicos) devido à superfície do solo estar coberta por folhagem, levando à acumulação de HAPs na camada orgânica do solo.

A combustão de madeira é também uma fonte de HAPs. Elevadas concentrações têm sido detectadas no fumo e em partículas emitidas pelos fogos florestais.

Vários autores citados por Falcon *et al.* (2006) colocam a hipótese de que o aumento do pH do solo a seguir a um fogo incrementa a dissolução da matéria orgânica e como tal a mobilização e redistribuição dos HAPs associados a esta matéria orgânica. Os níveis de HAPs na camada de 1 – 5 cm do solo queimado permanecem mais ou menos constantes durante os primeiros 3 meses após o incêndio (possivelmente devido à ausência de chuva). Após 7 meses, o pico de concentração de HAPs no solo decresce 57%. Este declínio é provavelmente atribuído à existência de HAPs transportados pela água da chuva desde a camada superficial do solo até zonas mais profundas (Bundt *et al.*, 2001, citado por Falcon *et al.*, 2006). Além disso, esse transporte poderá estar associado à dissolução da matéria orgânica devido ao aumento do pH, ou ao aumento atribuído à lixiviação da cinza alcalina componente das cinzas.

6.2.2 Abundância, características físico-químicas e exposição humana

A exposição humana aos HAPs dá-se principalmente através da contaminação ambiental. Os níveis de HAP encontrados em amostras ambientais e biológicas são referidos no Quadro 54 – (Netto *et al.*, 2000).

Quadro 54 – Níveis de HAPs encontrados em amostras ambientais e biológicas

Tipo de amostra	Concentração
Ar	1,3 a 500 ng/m ³
Solo	0,8 ng/Kg – 100 mg/kg
Água	2,5 a 500 ng/l
Plantas	< 150 µg/Kg
Alimentos	0,1 a 28 µg/kg

Os HAPs são pouco solúveis em água e, em geral a sua solubilidade diminui com o aumento do número de anéis (Quadro 55 –; Netto *et al.*, 2000; EPA).

No solo, os HAPs encontram-se geralmente adsorvidos ao material litológico e ficam retidos nas camadas superiores. Os períodos de semi-vida dos compostos de maior peso molecular são relativamente elevados e indicam que a sua degradação é lenta.

Quadro 55 – Propriedades físico-químicas de alguns HAPs

Substância	Solubilidade em água (mg/l)	Período de semi-vida no solo
Acenafteno	4,24	
Acenaftileno	16,1	43 – 60 d
Antraceno	0,0434	50 d – 1,3 a
Benzo(a)antraceno	0,0094	
Bezo(ghi)pirileno	0,0038	< 9,5 a
Benzo(a)pireno	0,00162	269 d – 5,2 a
Benzo(b)fluoranteno	0,00150	
Benzo(k)fluoranteno	0,0008	
Criseno	0,00160	
Dibenzo(a,h)antraceno	0,00249	
Fluoranteno	0,206	32 d
Indeno (1,2,3-cd)pireno	0,00022	
Naftaleno	31	< 125 d
Fenantreno	1,1	
Pireno	0,135	

a = ano; d = dia

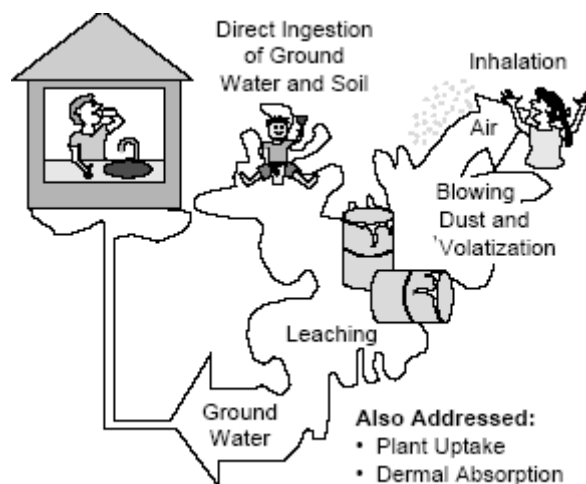
Em virtude das suas propriedades físico-químicas e da grande distribuição ambiental, o risco de contaminação humana por estas substâncias é significativo. Devido ao seu carácter lipofílico, os HAPs e seus derivados podem ser absorvidos pela pele, por ingestão ou por inalação, distribuindo-se rapidamente pelo organismo.

6.3 Valores orientadores para a gestão da qualidade dos solos e das águas subterrâneas

6.3.1 Sistemas adoptados pela Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos – EPA

A identificação pela “*National Priorities List*” de alterações qualitativas e quantitativas, introduzidas no ambiente em diversas áreas dos Estados Unidos, em resultado da actuação das diferentes actividades sócio-económicas, indústria, agricultura, pecuária e contaminação por efluentes domésticos, levou a que em 1991, a agência de protecção ambiental americana, EPA, desenvolvesse um estudo técnico e científico, com os objectivos de: (1) identificar metodologias para apoio à identificação dos impactes ambientais; e (2) atribuir valores às alterações ambientais, como resultado da sua interpretação e caracterização (EPA, 1994 e 1996a).

Em 1994, a EPA desenvolveu uma metodologia de avaliação do risco de contaminação em solos “Soil Screening framework” com base em valores guia de substâncias contaminantes para solos, “Soil Screen Levels” (SSL’s) – EPA (2007a). Os modos de exposição a estas substâncias apresentam-se na Fig. 86.



(Figura extraída de EPA, 2007a)

Fig. 86 - Modos de exposição identificados para os SSL's

Em função das características de ocupação dos solos, das principais actividades e do tipo de contaminantes que possam estar envolvidos, a EPA, em 1996, considerou vários tipos de risco estabelecendo, para 110 substâncias, as concentrações de contaminação no solo, abaixo das quais não há necessidade de intervenção.

O cálculo do SSL de um contaminante no solo baseia-se no risco máximo aceitável. O critério utilizado pela EPA define que o nível aceitável de um contaminante no solo é aquele no qual existe um risco máximo de cancro de 10^{-6} para as substâncias carcinogénias.

Com base na metodologia SSL's, a estimativa da concentração do poluente nas águas subterrâneas tem em conta o Factor de Diluição/Atenuação (DAF), considerando que os contaminantes presentes na solução do solo estão sujeitos a processos físicos, químicos e biológicos que tendem a diminuir a concentração que chega às águas subterrâneas. No entanto, apenas o processo físico de diluição é tido em conta, uma vez que não se conhece o comportamento dos processos biogeoquímicos no solo para a maioria dos contaminantes. Em locais com o nível do aquífero freático muito profundo, a EPA sugere o uso de modelos de transporte de massa.

Utiliza-se o DAF para calcular a concentração aceitável na solução do solo, a partir de uma concentração aceitável na água subterrânea. Assim, se a concentração aceitável (padrão de qualidade) de um dado contaminante na água subterrânea for 0,05 mg/l e o factor de Atenuação/Diluição for 10, então a concentração aceitável na solução do solo será 0,5 mg/l.

Segundo a metodologia do SSL's, ao não se conhecerem os processos que atenuam os contaminantes na subsuperfície, em vez do DAF considera-se um factor de diluição (DF) que pode ser calculado pela seguinte fórmula (EPA, 2007b):

$$DF = 1 + \left(\frac{K.i.d}{I.L} \right)$$

sendo K a condutividade hidráulica do aquífero (m/ano); i o gradiente hidráulico (m/m); d a profundidade da zona de mistura (m); I a taxa de infiltração (m/ano); L a extensão da fonte de contaminação, paralela ao fluxo da água subterrânea (m).

Para o estabelecimento do SSL genérico para a protecção de saúde humana, considerando a via de exposição pela ingestão de águas subterrâneas, a EPA seleccionou em 1996 um DAF igual a 20 para uma área de 2 023,5 m², com base no tamanho médio de 300 locais avaliados, distribuídos pelos Estados Unidos, concluindo que um DAF de 20 atenderia a 90% dos casos.

No Quadro 56 – apresenta-se, para um cenário hipotético, os SSL's genéricos determinados pela EPA (USA)³. O SSL foi calculado separadamente para as vias de exposição ingestão e inalação a partir do solo e para níveis de migração para as águas subterrâneas, considerando os factores de diluição DAF = 1 (ou seja, sem diluição) e DAF = 20 (a concentração na água subterrânea é 20 vezes menor que na solução do solo).

³³ Cf. http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/ssg_appa-c.pdf e <http://www.epa.gov/ada/download/issue/facili.pdf>.

Quadro 56 – Valores de referência das legislações canadiana, holandesa e americana para solos e águas subterrâneas

Parâmetro	SOLOS					ÁGUAS SUBTERRÂNEAS			SOLOS		Migração para água subterrânea	
	Legislação Canadiana: Critérios para reabilitação			Legislação holandesa		Legislação canadiana	Legislação holandesa		Legislação americana		Legislação americana	
	Uso agrícola	Uso residencial	Uso industrial	Target	Intervention	Potabilidade	Target	Intervention	“Soil Screen Levels”		DAF 20	DAF 1
									residencial	industrial		
mg/Kg					µg/l			mg/Kg		mg/Kg		
Acenafteno	15	15	15			20			3 400	37 000	570	29
Acenaftileno	100	100	130			310						
Antraceno	28	28	28			0,01			23 000	180 000	12 000	590
Benzo(a)antraceno	6,6	6,6	6,6			0,2			0,6	2	2	0,08
Benzo(ghi)pirileno	40	40	40			0,2						
Benzo(a)pireno	1,2	1,2	1,9			0,01	0,001	0,05	0,06	0,2	8	0,4
Benzo(b)fluoranteno	12	12	18			0,2	-	-	0,6	2	5	0,2
Benzo(k)fluoranteno	12	12	18			0,2	0,001	0,05	6	23	49	2
Criseno	12	12	17			0,5	0,002	0,05	62	230	160	8
Dibenzo(a, h)antraceno	1,2	1,2	1,9			0,2	-	-	0,06	0,2	2	0,08
Fluoranteno	40	40	40			13	0,005	1	2 300	24 000	4 300	210
Fluoreno	340	340	340	1	40	280	-	-	2 300	24 000	560	28
Indeno(1,2,3-cd)pireno	3,8	3,8	3,8			2,5	0,0004	0,05	0,6	2	14	0,7
Naftaleno	4,6	4,6	4,6			21	0,1	70	1 100	12 000	84	4
Fenantreno	40	40	40			63	0,02	5				
Pireno	250	250	250			40	-	-	1 700	18 000	4 200	210

6.4 Plano de monitorização das áreas de estudo

6.4.1 Introdução

A caracterização da qualidade química do solo, cinzas e das águas subterrâneas e superficiais nas quatro áreas estudadas – Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso – que foi realizada durante o período de 2006 a 2007, visou, em primeiro lugar, avaliar o estado actual, grau e extensão da contaminação dos solos e das águas com hidrocarbonetos e outros elementos maiores, além de outros parâmetros hidroquímicos, em áreas ocupadas por pinheiro bravo (*Pinus pinaster*) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), avaliando deste modo o estado actual, grau e extensão de contaminação do solo e dos recursos hídricos nas áreas ardidas.

Para a concretização deste objectivo, a monitorização das áreas referidas baseou-se na comparação do cenário ambiental sem fogos (situação de referência), com o cenário ambiental que ocorre após um fogo florestal.

Atendendo aos objectivos referidos, a análise global da qualidade química dos solos, cinzas e das águas foi orientada de acordo com os elementos poluentes provenientes do principal foco de poluição: os fogos florestais. Na sua origem estão incluídos grupos de Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs) e de elementos maiores na água (cloreto, sulfato, bicarbonato, nitrato, fluoreto, fosfato, cálcio, magnésio, sódio e potássio). Alguns destes elementos poluentes podem revelar, e por vezes, como se verificou neste trabalho, revelam concentrações que podem ser específicas ou indicadoras para os impactes dos fogos sobre as águas. Estes elementos, uma vez que são os compostos mais largamente estudados em trabalhos semelhantes (Low *et al.*, 1988; Barriuso *et al.*, 1996; Netto *et al.*, 2000; Olivella *et al.*, 2004; Rollin *et al.*, 2005; Gill, 2005; Falcón *et al.*, 2006, Bitner *et al.*, 2001), oferecem uma maior possibilidade de comparação entre resultados anteriormente obtidos e os resultados do presente estudo.

Tendo em vista os trabalhos realizados e os objectivos anteriormente referidos, a investigação, nas áreas estudadas, do movimento da água e dos elementos químicos foi realizada em duas escalas, respectivamente: a nível espacial e temporal.

6.4.2 Descrição geral

Neste subcapítulo faz-se a descrição das escalas de monitorização, dos parâmetros escolhidos para análise, das metodologias de monitorização e selecção dos pontos de amostragem de solos e águas.

6.4.2.1 Escala espacial

Existem duas escalas espaciais utilizadas neste tipo de estudos:

- a *parcela*, utilizada para a quantificação do escoamento directo e dos componentes químicos na água e nos solos;
- a *bacia hidrográfica*, utilizada para balanços hídricos e químicos das áreas florestais.

6.4.2.2 Escala temporal

A nível temporal, foram usadas quatro escalas de análise de acordo com as características das áreas em estudo: trimestral, mensal, quinzenal e ocasional.

No Quadro 57 – apresenta-se a frequência de amostragem para as 4 bacias, atendendo:

- à hipótese de que um determinado processo hidroquímico pode ser determinante a uma escala mais reduzida, mas possuir um impacto negligenciável sobre os processos que actuam a escalas mais largas.
- à hipótese de que o grau e extensão de contaminação do solo e dos recursos hídricos nas áreas ardidas depende das características do fogo (frequência, intensidade, duração e extensão da área queimada), das características da bacia hidrográfica (clima, declive, tipo de solo) e do tempo decorrido após o incêndio.

Quadro 57 – Frequência de amostragens

Área	Bacia	Monitorização de solos, cinzas e água			
		Semestral	Mensal	Quinzenal	Ocasional ¹
Ardida	CARATÃO				
	CARVOEIRO				
	PENHASCOSO				
Não ardida	QUEBRADA				

¹ Amostragens de solos, cinzas e águas de vários episódios chuvosos

6.4.2.3 Selecção de parâmetros e métodos analíticos

Após a selecção das áreas de estudo foi traçado um plano de trabalhos para a caracterização da qualidade das águas subterrâneas, das águas superficiais e dos solos. O plano de monitorização foi estabelecido de modo a investigar as principais alterações químicas que se processam nos solos e nas águas após a ocorrência de um fogo florestal.

Na elaboração do plano de monitorização teve-se em conta que o grau e a extensão de contaminação do solo e dos recursos hídricos nas áreas ardidas depende das características do fogo (frequência, intensidade, duração e extensão da área queimada), das características

da bacia hidrográfica (clima, declive), das propriedades físicas (textura, estrutura, permeabilidade e densidade), químicas, mineralógicas e biológicas dos solos, e do tempo decorrido após o incêndio.

O plano de monitorização compreendeu assim, em cada campanha de amostragem, os seguintes aspectos:

1. **Amostragem de águas** – que incluiu as seguintes tarefas:

- Medição *in situ* dos valores da temperatura, pH, condutividade eléctrica e potencial redox (Eh), através da utilização de uma sonda multiparamétrica (Fig. 87) para caracterização das condições físico-químicas gerais das águas no local.

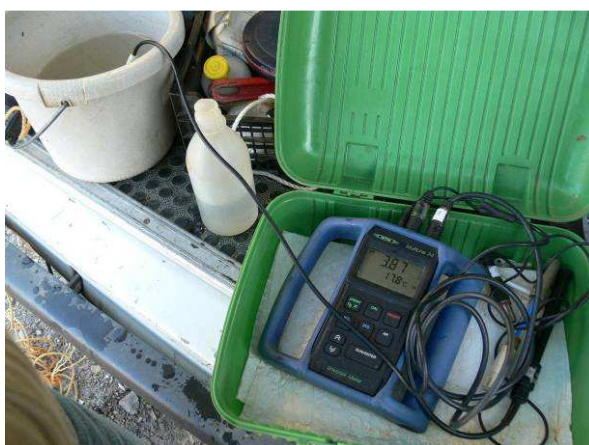


Fig. 87- Sonda multiparamétrica para medição *in situ* da temperatura, pH, condutividade eléctrica e potencial redox

Seleccionaram-se estes parâmetros como descritores das características gerais de qualidade da água nos sistemas estudados. A temperatura da água é um parâmetro que influencia directa ou indirectamente todas as reacções químicas e biológicas que se processam no meio aquático; o potencial redox mede o estado redutor ou oxidante de um meio, especialmente da água; o pH é um indicador da acidez ou da basicidade da água, que está estreitamente ligado à solubilidade dos metais, com consequências significativas em termos de risco de poluição.

- Recolha de amostras de água, para posterior análise química em laboratório com vista à determinação dos seguintes parâmetros: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(ghi)pirileno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fluoranteno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, naftaleno, fenantreno e pireno.
- Análise de amostras de água, em laboratório, dos seguintes elementos: cloretos, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, cálcio, magnésio, sódio e potássio.
- Análise de amostras de água, em laboratório de outros parâmetros hidroquímicos com significado para a contaminação por acção dos fogos.

Para a colheita das amostras de água foram utilizados os recipientes apropriados, colocados numa mala térmica para minimizar as perdas de alguns elementos químicos durante a permanência no campo e o transporte para o laboratório.

A amostragem das águas foi efectuada por técnicos do LNEC e as amostras foram entregues ao:

- Laboratório da LQA – Ambiente, para a determinação dos Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs) em amostras de água, cinza e solo.
- Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Hidrogeologia do INETI-DH, para determinação dos elementos maiores em amostras de água.

2. **Recolha de amostras de solos**, para posterior análise química:

- Com vista à determinação dos seguintes parâmetros: Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (Acenafteno, Acenaftileno, Antraceno, Benzo(a)antraceno, Benzo(ghi)pirileno, Benzo (a)pireno, Benzo(b)fluoranteno, Benzo(k)fluoranteno, Criseno, Dibenzo(a,h)antraceno, Fluoranteno, Indeno(1,2,3-cd)pireno, Naftaleno, Fenantreno, Pireno).
- Análise, entre outros, dos seguintes elementos: cloretos, sulfatos, bicarbonatos, nitratos, cálcio, magnésio, sódio e potássio.
- Recolha de solos a diversas profundidades no perfil, com vista à caracterização da composição elementar total da fracção de elementos disponíveis dos solos, tendo-se para tal realizado a análise dos seguintes parâmetros: teores totais em carbono (C), hidrogénio (H), azoto (N) e enxofre (S), estudo da lixiviabilidade e solubilidade dos elementos presentes.

A amostragem de solos foi efectuada por técnicos do LNEC e as amostras foram entregues para análise ao laboratório do Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental do INETI-DEECA onde foi efectuada a análise da composição elementar das amostras de solos e de cinzas. A análise incidiu na fracção separada por peneiração abaixo dos 2 mm. Efectuou-se uma caracterização de composição elementar total, designada por MW. De acordo com este método as amostras são completamente solubilizadas mediante a adição de mistura de ácidos HCL, HNO₃, HF e H₃BO₃ e digestão por microondas.

3. **Recolha de amostras de cinzas “in situ”** para posterior análise química.

4. Paralelamente a estas campanhas de colheita de amostras de água, solos e cinzas foi feita a **recolha de espécies arbustivas para obtenção de cinzas (por combustão) em laboratório**, com vista à determinação dos Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos e elementos maiores, de forma a dispor de dados de base para avaliação do potencial contaminante de cinzas produzidas em incêndios florestais, para espécies vegetais típicas. O processo de combustão resulta num processo de enriquecimento da maioria dos elementos inorgânicos. Esta tarefa teve como principais responsáveis a ESACB, o INETI-DECCA e o LNEC.

5. Efectuou-se também a **caracterização da fracção dos elementos disponíveis**, designada por EPA. De acordo com este método, é analisada apenas a fracção disponível uma vez que a solubilização é efectuada apenas com Água-régia. A análise de metais foi efectuada nos dois casos por espectrofotometria de absorção atómica. Efectuou-se a determinação dos teores totais de carbono (C), hidrogénio (H), azoto (N) e enxofre (S) recorrendo a analisados automáticos. Para além da caracterização elementar efectuou-se o estudo da lixiviabilidade das amostras de cinzas e solos, de acordo com método normalizado (Norma EN-12457) sendo, além da solubilidade dos componentes presentes nos solos e cinzas, determinadas as características dos lixiviados produzidos (Lopes *et al.*, 2007).

A conjugação dos registos de parâmetros físico-químicos e elementos maiores com a análise de HAPs contribui para o esclarecimento da influência dos fogos florestais sobre a poluição dos ambientes aquáticos.

6.4.2.4 Critérios de selecção dos pontos de amostragem de água

A selecção de pontos de amostragem de água nas bacias estudadas (Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso) foi definida com base na representatividade no espaço que cada corpo de água (furos, nascentes, charcas e poços) representa dentro de cada bacia hidrográfica.

Uma vez que não havia conhecimento das infra-estruturas existentes na região, foi feito um reconhecimento ao local de modo a identificar, nos mapas das respectivas bacias hidrográficas, os pontos a monitorizar, tendo em consideração os objectivos do estudo, a acessibilidade aos locais, as características físicas dos cursos de água (presença de afluentes, condições de mistura) e os meios logísticos e recursos humanos disponíveis, procurando-se distribuir os pontos ao longo dos eixos longitudinais das ribeiras.

Deste modo, nas áreas englobadas no Projecto no que se refere à qualidade da água (bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso), foram escolhidos 23 pontos de amostragem de água (*cf.* Quadro 58 –), sendo 3 em charcas, 5 em linhas de água, 10 em poços existentes, 3 em nascentes, 1 num talhão de escoamento directo e 1 num furo de abastecimento de água.

O conjunto de infra-estruturas de amostragem seleccionado teve como objectivo avaliar o efeito dos fogos na qualidade das águas, pelo que se efectuou a análise: (1) da água de escoamento directo (talhão) e (2) dos meios hídricos receptores: (a) superficial (charcas e linhas de água), resultante do escoamento à superfície, e (b) o subterrâneo (nascentes, poços, furos) resultante da infiltração.

Quadro 58 – Inventário dos pontos de amostragem

Bacias	Furos	Nascentes	Charcas	Poços	Linhas de água	Talhão (recolha de água de escoamento directo)
Caratão		1			1	
Carvoeiro		2	1	2	1	
Quebrada			1	5	1	
Penhascoso	1		1	3	2	1
TOTAL	1	3	3	10	5	1

Para a monitorização química da água de escoamento directo e da erosão utilizou-se um talhão experimental, que representa uma unidade de solo delimitada por chapas metálicas, em que todo o excedente superficial de água nela ocorrido é encaminhado por uma mangueira para um recipiente de recolha.

As perdas de água por escoamento directo constituem a principal fonte de contaminação de águas superficiais (ribeiras, rios, lagos e albufeiras). As características poluidoras desta componente do ciclo hidrológico referem-se ao facto da água de escoamento directo poder conter elevados teores de sais, nutrientes e sedimentos resultantes do fenómeno da erosão. Muita dessa perda de elementos químicos e de sedimentos ocorre no primeiro ano após o incêndio, com uma acção negativa sobre a qualidade da água (Moreno, 2004). A perda mais importante de solutos numa área ardida de *Pinus pinaster* Aiton ocorre nos 4 primeiros meses após o incêndio (Ferreira *et al.*, 2005). Os efeitos são potencialmente elevados em zonas com declives acentuados, dependendo também do tipo de solo, da quantidade de vegetação destruída, da intensidade e da duração do fogo, bem como do intervalo entre incêndios.

A contaminação de águas subterrâneas ocorre por intermédio da fracção da água de precipitação infiltrada abaixo do solo, que resta após os processos de evapotranspiração e de escoamento directo. A água infiltrada pode lixiviar os elementos das cinzas depositados. Por sua vez esta água pode alimentar o caudal de base de um rio durante os períodos em que as chuvas são escassas ou nulas. Também a química do caudal de base dum rio é consequência da geoquímica do solo, da rocha mãe e dos componentes químicos que podem chegar às águas subterrâneas por lixiviação.

6.4.2.5 Critérios de selecção dos pontos de amostragem de solos

A caracterização química dos solos nas 4 bacias foi também um dos objectivos centrais do estudo realizado. Visou, em primeiro lugar, avaliar o grau de poluição dos solos em hidrocarbonetos e iões maiores e, paralelamente, completar o estudo da qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

Em face dos objectivos propostos, a selecção dos locais de amostragem dos solos foi efectuada com base na representatividade espacial das amostras, isto é, respeitando o interesse de obtenção de informação em todas as áreas do Projecto; neste caso em áreas ardidadas recentemente ou há mais tempo e em áreas não ardidadas, em parcelas sob cobertos de pinheiro bravo e de eucaliptos. Considerou-se que as características dos solos das áreas das bacias estudadas reflectem processos essencialmente cíclicos a várias escalas temporais e espaciais, de que se destacam as sazonais (Verão e Inverno).

Não existem também dúvidas quanto às funções protectoras da vegetação sobre os solos (e sobre os recursos hídricos), as quais dependem do seu estado de desenvolvimento. Evitando a erosão e a remoção de sedimentos, a vegetação mantém as características físicas, químicas e biológicas dos solos, contribuindo para a manutenção do equilíbrio hídrico do solo e conservação dos níveis freáticos, aumentando a infiltração no solo e diminuindo o escoamento superficial da água. Evita também o transporte dos solos e a erosão, regularizando o processo de infiltração subsuperficial. Desta forma consegue-se entender a influência que a reflorestação natural após um incêndio pode ter na qualidade da água.

6.5 Descrição das campanhas de monitorização

Neste subcapítulo são descritas as campanhas de monitorização, no que respeita à monitorização *in situ* de um conjunto de parâmetros dos pontos de água da rede de amostragem, a caracterização desses pontos de água, assim como é descrita a rede de amostragem de solos e de cinzas e os trabalhos efectuados na sua recolha e caracterização.

6.5.1 Introdução

O objectivo deste subcapítulo consiste na apresentação global do trabalho realizado nas campanhas de amostragem desenvolvidas durante os anos de 2006 e 2007, centrando-se sobre a descrição dos locais onde decorreram os trabalhos, nomeadamente as características principais dos pontos de amostragem de águas e solos, em áreas ardidadas e não ardidadas, englobando as 4 bacias hidrográficas localizadas no concelho de Mação: Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso.

Basicamente, o que caracteriza a rede de monitorização relativa a cada bacia são os seguintes aspectos: (1) os locais monitorizados; (2) a frequência de amostragem e (3) os parâmetros medidos.

Tendo em vista os objectivos do Projecto, nos anos de amostragem (2006 e 2007) a análise da qualidade das águas baseou-se em amostras recolhidas em: 1) poços; 2) charcas; 3) linhas de água; 4) furos de abastecimento de água às populações; 5) nascentes e 6) talhão para recolha de água de escoamento directo.

Procurando atender-se à influência das condições hidrodinâmicas das bacias nas características dispersivas do meio hídrico, a recolha das amostras foi feita, a partir de 2006, no período de Inverno e Verão, nomeadamente em períodos de cheia, de estiagem e intermédios, por se considerar ser esse não só o período mínimo necessário para se obter uma variação significativa na quantidade de água existente nas bacias e conseqüentemente na qualidade química dos solos e águas, mas também para diagnosticar qual a importância do tempo decorrido após o fogo florestal na recuperação da qualidade química dos solos e águas nas áreas estudadas.

A recolha das amostras – embora sem uma periodicidade inicialmente estipulada – foi sensivelmente mensal. Os maiores intervalos de colheita registaram-se em 2007, registando-se então apenas 3 colheitas.

Os parâmetros analisados nas águas e nos solos em 2007 são os mesmos que os estabelecidos no ano anterior (2006), seleccionando-se os parâmetros, pH, condutividade eléctrica, potencial redox e temperatura, iões e HAPs como descritores da qualidade. A decisão sobre as análises de HAPs e iões maiores nos solos e nas águas foi tomada com base nos resultados obtidos em 2006. O primeiro ano de amostragem nesta zona permitiu concluir sobre a presença de hidrocarbonetos e iões maiores nos solos e nas águas superficiais e subterrâneas.

Face à variedade das características específicas de cada bacia hidrográfica, como sejam condições do coberto vegetal, características hidrodinâmicas e ocorrência ou não de incêndios florestais, optou-se por organizar este capítulo em subcapítulos com alguma independência, isto é, cada um dos subcapítulos apresenta as características principais dos pontos de amostragem de água e solo (localização e caracterização química) relativos a cada bacia (Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso).

6.5.2 Caracterização da qualidade das águas superficiais e subterrâneas

Neste subcapítulo começa por se descrever brevemente a forma como foram realizadas as colheitas de amostras de águas, solos e cinzas, seguindo-se a descrição das áreas de monitorização (Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso) e respectivos pontos de amostragem em cada uma destas bacias.

6.5.2.1 Colheita de amostras de água

A análise da qualidade das águas baseia-se em amostras recolhidas em três ambientes distintos: 1) águas subterrâneas: (a) poços tradicionais existentes, (b) furos de abastecimento de água às populações, (c) nascentes; 2) águas superficiais resultantes do escoamento directo e de base: (a) linhas de água; e 3) águas superficiais resultantes essencialmente de escoamento directo: (a) talhão para recolha de água de escoamento directo, (b) charcas.

Para a colheita das amostras de água foram utilizados recipientes de plástico com a capacidade de 1,5 l, colocados numa mala térmica para minimizar as perdas de alguns elementos químicos durante a permanência no campo e o transporte para o laboratório. Posteriormente as amostras foram congeladas de acordo com os procedimentos de conservação das amostras seguido pela EGI Ambiente (<http://www.egi.pt/index.php>).

As amostragens de água foram efectuadas por técnicos do LNEC, INETI-DH e CMM. As amostras foram entregues aos:

- Laboratório da EGI Ambiente para a determinação dos Hidrocarbonetos Aromáticos policíclicos (HAP).
- Laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Hidrogeologia do INETI-DH para determinação dos elementos maiores.

6.5.2.2 Colheita de amostras de solos e cinzas “*in situ*”

As amostragens de solos foram efectuadas por técnicos do LNEC. As amostras de solo foram colocadas em sacos de plástico, acondicionadas do mesmo modo que as amostras de água. As amostras foram entregues aos:

- Laboratório da EGI Ambiente para a determinação dos Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAP)
- Laboratório de Análises do INETI-DECCA para determinação de metais e dos elementos maiores, entre estes de carbono, azoto e enxofre.

As amostras de solos foram recolhidas a duas profundidades: 0 – 5 cm e 5 – 20 cm. As amostras de cinzas foram recolhidas na camada superficial do solo, à profundidade dos 0 – 5 cm.

6.5.3 Campanhas de amostragem de águas, solos e cinzas nas áreas ardidas

Neste subcapítulo faz-se a descrição dos pontos de amostragem monitorizados para este projecto, nas bacias que constituíram os casos de estudo da qualidade das águas.

6.5.3.1 Bacia do Caratão (ardeu em 1999 e 2003)

6.5.3.1.1 Pontos de amostragem de água

Para uma caracterização evolutiva da qualidade da água superficial da bacia do Caratão foram efectuadas recolhas de amostras de água na ribeira dos Currais num ponto escolhido a

jusante da bacia, (CA1) o qual corresponde ao ponto de coordenadas UTM M 0590635 e UTM P 4383675 (Fig. 88, Fig. 89, Fig. 90 e Fig. 91). A escolha deste ponto de amostragem permite fazer uma avaliação da qualidade da água superficial à saída da bacia.



Fig. 88 - Local de recolha de amostras de água superficial (ribeira dos Currais) na bacia do Caratão (1 de Junho 2006)



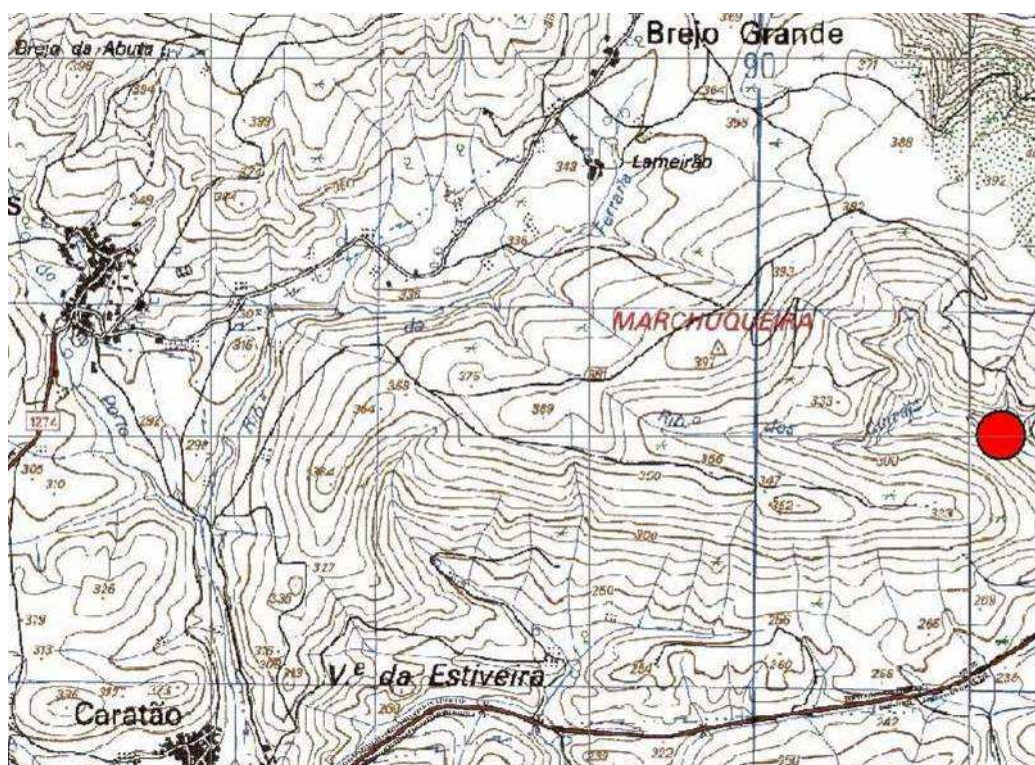
Fig. 89 - Local de recolha de amostras de água subterrânea (nascente das Fontainhas) na bacia do Caratão (1 de Junho 2006)



CA1

Fig. 90 - Caracterização da qualidade da água nos pontos de amostragem de água na Ribeira dos Currais

A primeira campanha de amostragem de água superficial e solos ocorreu em 15 de Maio de 2006, altura em que se realizou uma visita de reconhecimento à região. A segunda campanha realizou-se no dia 1 de Junho de 2006, que coincidiu com o primeiro reconhecimento à área da Quebrada para selecção de uma área não ardida. A terceira campanha foi efectuada no dia 19 de Outubro de 2006.



(Base: Carta Militar de Portugal à escala 1:20 000, Folha 312)

Fig. 91 - Localização do ponto de amostragem da água superficial na Bacia do Caratão

No dia 1 de Junho de 2006, também se monitorizou a componente subterrânea, representada pela nascente das Fontainhas. A localização, das amostragens de água superficial e subterrânea está referenciada na Fig. 90, Fig. 91, Fig. 92 e Quadro 59 – . A Fig. 92 dá a referenciação, com coordenadas UTM, dos pontos de amostragem. A 25 de Setembro de 2007 realizou-se a última campanha de amostragem das águas superficiais.

Quadro 59 – Síntese das principais características do ponto de amostragem de água na bacia do Caratão em 2006

Designação	Localização		Local de amostragem	Data	Eh (mV)	Cond. Eléctrica (µS/cm)	T (°C)	pH
	UTM M	UTM P						
CA1	0590635	4383675	Ribeira dos Currais	15-05-2006				
				01-06-2006	261	170	21,7	7,60
				19-10-2006	389	48	17,2	6,71
CA2	0590510	4383953	Nascente das Fontainhas	01-06-2006	300	184	20,7	5,10

A amostragem foi efectuada por técnicos do LNEC. Os resultados obtidos em laboratório são apresentados no ANEXO XII. O Quadro 59 – apresenta os valores registados *in situ* de condutividade eléctrica da água, pH, temperatura e potencial redox.

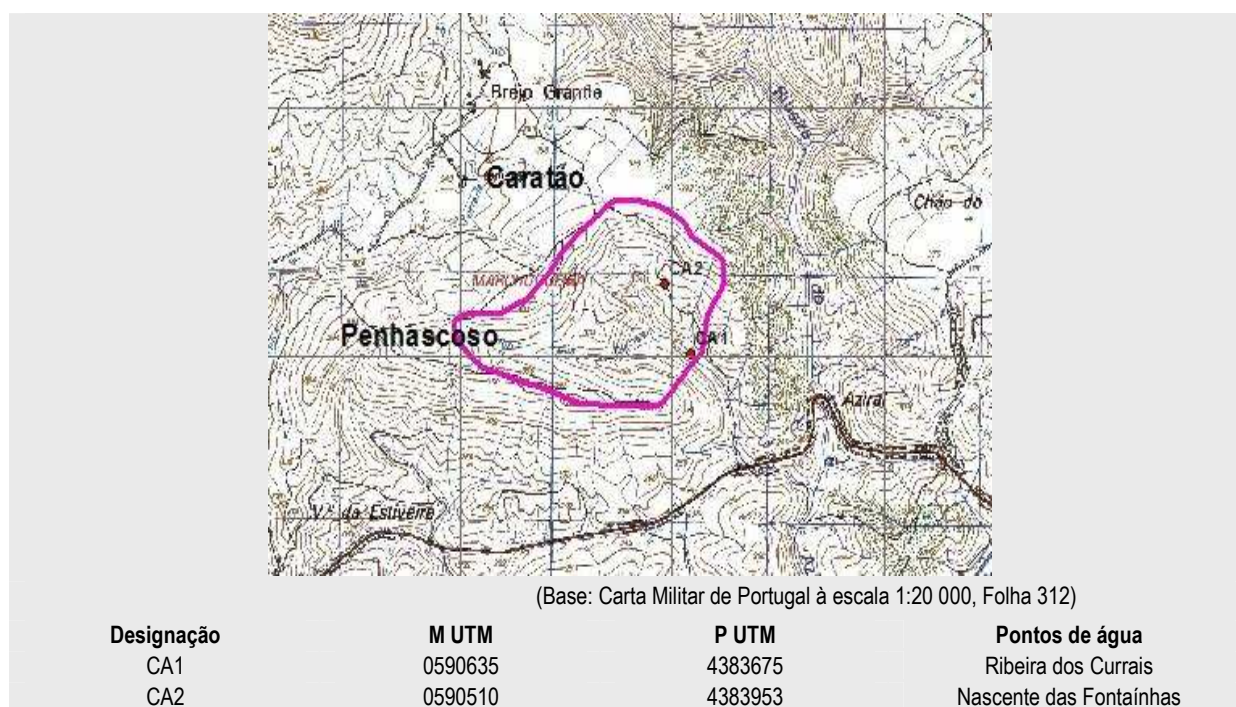


Fig. 92 - Localização dos pontos de amostragem de água na bacia do Caratão

Por forma a complementar a informação existente sobre a qualidade da água na bacia do Caratão, e para caracterizar especificamente a eventual contaminação das águas subterrâneas procedeu-se à recolha de água subterrânea na zona envolvente da nascente das Fontainhas (CA2) num ponto de coordenadas UTM M 059510 e UTM P 4383963 (Fig. 89 e Fig. 92).

No Quadro 60 – apresenta-se uma síntese da informação sobre as características medidas *in situ* (pH, condutividade eléctrica (CE), potencial redox (Eh) e temperatura) das águas de origem superficial e subterrânea, nas estações de amostragem CA1 e CA2, respectivamente, para o total das campanhas de amostragem.

Quadro 60 – Síntese das principais características químicas dos pontos de amostragem de água na bacia do Caratão (anos 2006 e 2007)

Parâmetro	Unidade	CA1			CA2
		Ribeira dos Currais			Nascente das Fontainhas
		1 Jun 2006	19 Out 2006	25 Set 2007	1 Jun 2006
pH		7,60	6,71	5,28	5,10
CE	µS/cm	170	48	89	184
Eh	mV	260	389	255	300
Temperatura	°C	21,7	17,2	23,4	20,7

6.5.3.1.2 Pontos de amostragem de solos

Ao nível da investigação científica e do desenvolvimento experimental no âmbito do impacto dos fogos florestais na qualidade dos recursos hídricos torna-se evidente, a partir da revisão bibliográfica, a necessidade de integrar um conhecimento global dos elementos químicos que compõem o solo das áreas queimadas. A obtenção desta informação poderá ser usada para compreender o efeito dos fogos florestais na qualidade das águas subterrâneas e

superficiais. Assim, além da monitorização da água, é fundamental incluir a monitorização da componente solo.

Com vista à caracterização da composição elementar de solos queimados e não queimados na bacia do Caratão, pelo Laboratório do Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental (INETI-DEECA), foram recolhidas amostras de solos por técnicos do LNEC a 2 profundidades no perfil do solo: 0 – 15 cm e 15 – 30 cm. O Quadro 61 apresenta as características dos locais de amostragem de solos queimados e não queimados na bacia do Caratão.

Quadro 61 – Características dos pontos de amostragem de solos queimados e não queimados na bacia do Caratão

Designação	M UTM	P UTM	Profundidade	Características/observações	Data de reconhecimento da região
CS1	0590635	4383675	0 - 15 cm 15 - 30 cm	Área de pinhal regenerada naturalmente após o incêndio Solo queimado	15-05-2006
CS2			0 - 15 cm 15 - 30 cm	Solo não queimado	

A Fig. 93 apresenta o local de amostragem CS1 para os solos, na bacia do Caratão.



Fig. 93 - Local de amostragem de solos na Bacia do Caratão (CS1)

Tendo por base a estrutura da metodologia de amostragem de solos apresentada anteriormente, os resultados obtidos encontram-se no Capítulo 4 (*cf.* Ref.^a LCMM 539/06, solo queimado, e Ref.^a LCMM 540/06, solo não queimado, nos Quadro 20 e Quadro 21, assim como nas pgs. 4/15, Lopes *et al.*, 2007), onde é analisada a interação entre solos e cinzas, no que diz respeito a alterações físico-químicas e fixação/libertação de poluentes. O Quadro 29 no mesmo Capítulo 4 referencia os valores das concentrações de poluentes nos lixiviados obtidos a partir destes mesmos solos.

6.5.3.1.3 Pontos de amostragem de cinzas e procedimento utilizado para a obtenção de cinzas em laboratório

As áreas de recolha de solos serviram em simultâneo para a recolha de amostras de cinzas nas zonas aridas. Em paralelo fez-se a recolha de espécies vegetais para estudos posteriores de cinzas e que abaixo se descrevem com brevidade. O desenvolvimento deste estudo, com a apresentação dos respectivos resultados, foi já apresentado no Capítulo 4.

6.5.3.1.3.1 Espécies lenhosas inventariadas na bacia do Caratão

Esta tarefa teve como principal responsável a ESACB e o seu objectivo foi o de:

- Proceder a uma caracterização da composição das comunidades vegetais a uma escala mais pormenorizada, com especial incidência no estudo das espécies arbóreas e arbustivas tendo em vista a recolha de amostras dessas espécies para posterior combustão e obtenção de cinzas em laboratório, com o objectivo de identificar as espécies que à partida terão maior potencial de contaminação.

Na Fig. 94 estão identificadas as espécies arbustivas inventariadas na Bacia do Caratão. Esta tarefa teve como principais intervenientes Luís Quinta-Nova e Rui Tujeira, da ESACB.

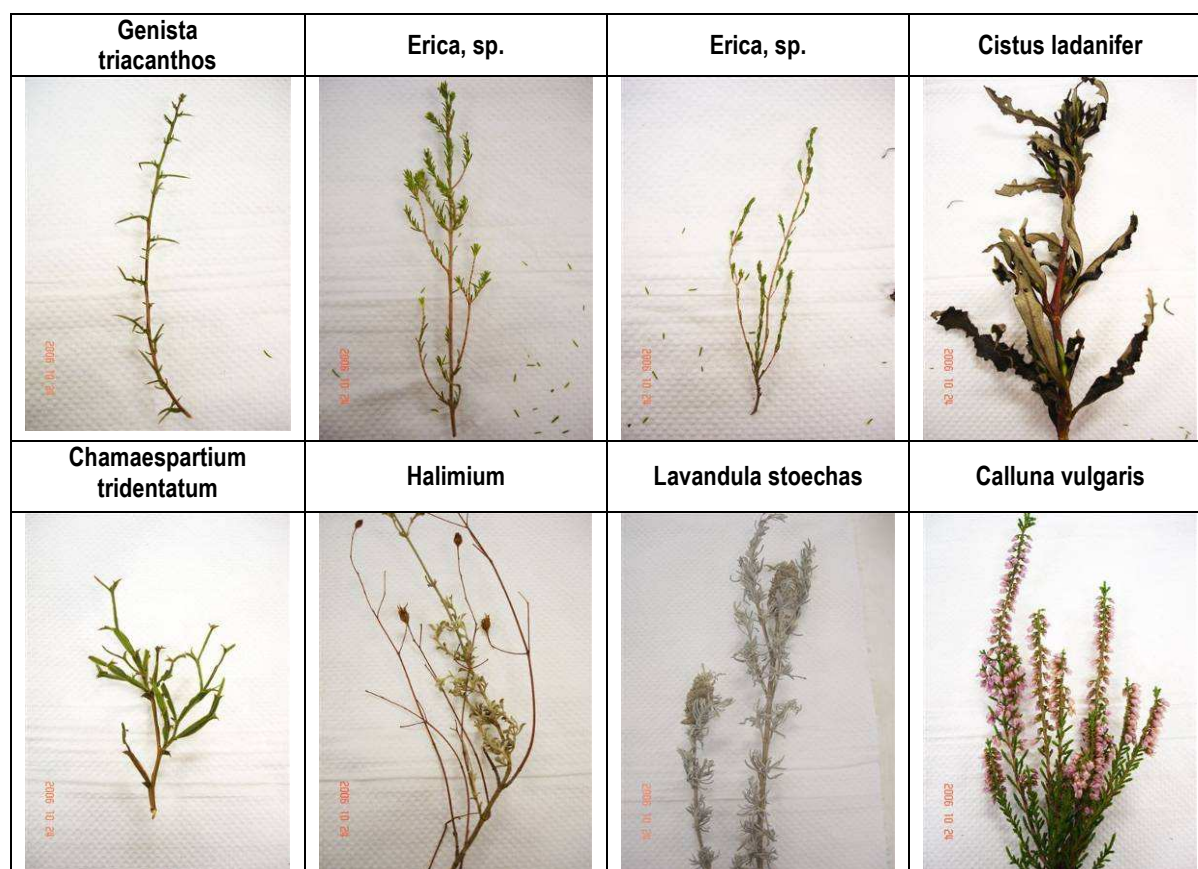


Fig. 94 - Espécies arbustivas inventariadas na Bacia do Caratão

6.5.3.1.3.2 Incineração das espécies arbustivas inventariadas na bacia do Caratão

A incineração das espécies arbustivas em laboratório para obtenção das cinzas foi realizada no Núcleo de Revestimentos e Isolamentos (NRI) do Departamento de Edifícios do LNEC.

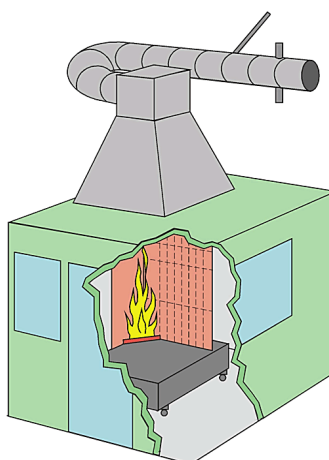
O NRI dispõe de cinco Laboratórios de Ensaios entre os quais se destaca o Laboratório de Ensaios de Reacção do Fogo (LNEC/LERF).

O Laboratório de Ensaios de Reacção do Fogo (LNEC/LERF) desenvolve as seguintes actividades: (1) avaliação da contribuição dos materiais utilizados em edifícios para a deflagração ou a propagação de um incêndio; (2) classificação dos materiais segundo a respectiva reacção ao fogo, realizada a partir dos resultados de ensaios laboratoriais normalizados. Esta última é uma das formas correntes de proceder àquela avaliação e serve de base à análise dos riscos envolvidos no uso desses materiais e à regulamentação sobre segurança contra incêndios.

O método utilizado na avaliação da reacção ao fogo dos materiais é o *Single Burning Item* (SBI) (EN 13823 – SBI). O SBI é um método de teste para avaliação da reacção dos materiais dos edifícios quando expostos ao fogo e do próprio comportamento do fogo.

Para a realização do teste os produtos são colocados na cabine de radiação (Fig. 95) e a sua reacção ao fogo é monitorizada técnica e visualmente. As taxas de libertação de calor e fumo dos materiais são medidas e as características físicas são avaliadas por observação directa do processo de queima.

Por este método é possível medir a taxa de libertação de calor (Kw), o calor total libertado (MJ), e a taxa de produção de fumo (m²/s).



Fonte: http://www.sp.se/fire/Eng/Reaction/Information_sheets/EN_13823_SBI.htm

Fig. 95 - Estrutura utilizada para o Single Burning Item (SBI)

Estes ensaios, conjugados com os realizados pela equipa do INETI permitiram caracterizar de forma mais abrangente a composição química das cinzas da combustão da matéria vegetal e, deste modo, avaliar mais correctamente o seu potencial em termos de contaminação das águas superficiais e subterrâneas. Estes resultados são apresentados no Capítulo 4, nos Quadro 33, Quadro 34, Quadro 35, Quadro 36, Quadro 37 e Quadro 38.

6.5.3.2 Bacia do Carvoeiro (ardeu em 2003)

6.5.3.2.1 Pontos de amostragem de água

O reconhecimento do local e a primeira campanha de recolha de amostras de água e solos foi conduzido em charcas e poços existentes na região. Esta primeira campanha foi realizada em 12 de Junho de 2006 por técnicos do LNEC e do INETI - DH.

Nos Quadro 62 – e Quadro 63 – apresenta-se uma síntese das características dos locais de amostragem de águas na Bacia do Carvoeiro bem como os resultados de alguns parâmetros físico-químicos medidos *in situ*. Na Fig. 96 são apresentados os locais, referenciados, da primeira campanha de amostragem de água na Bacia do Carvoeiro. Nas Fig. 97 e Fig. 98 são apresentadas imagens de alguns desses locais.

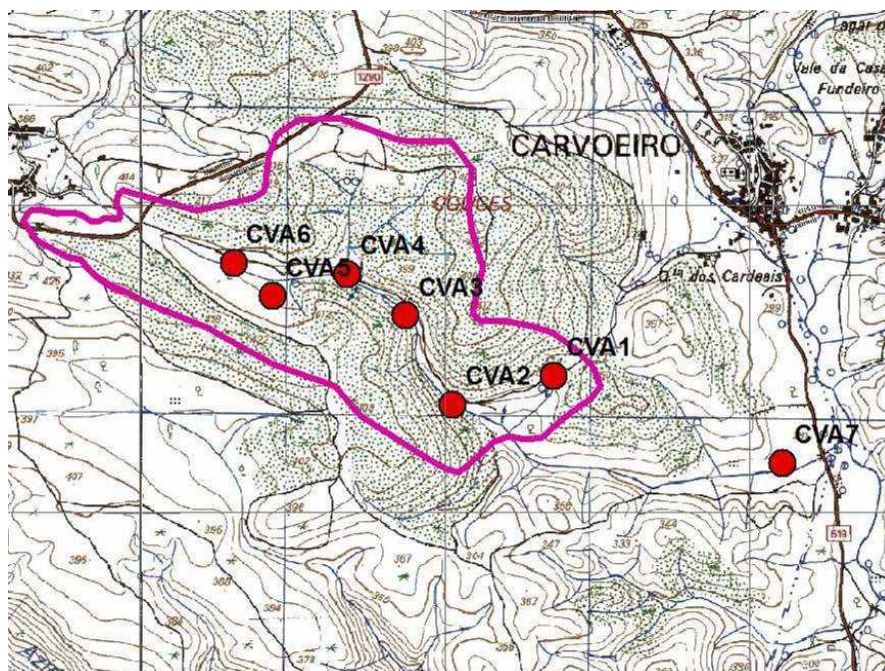
Quadro 62 – Síntese dos pontos de amostragem de água na bacia do Carvoeiro

Designação	M UTM	P UTM	Linhas de água	Ponto de água	Reconhecimento da região
CVA2	591881	4386130	Ribeira de Couces		12-06-2006
CVA1	591551	4386032		Charca	
CVA3	591393	4386032		Poço 1	
CVA4	591201	4386455		Poço 2	
CVA5	590570	4686381		Nascente 1	
CVA6	590827	4386487		Nascente 2	
CVA7	592633	4385852	Ribeira de Couces II		

Quadro 63 – Síntese das principais características dos pontos de amostragem de água na bacia do Carvoeiro, campanhas de 2006

Designação	Ponto de água	Profundidade do poço (m) *	Profundidade do nível de água (m) *	Altura da boca do poço (m)	T (°C)	pH	Condutiv. Eléctrica (µS/cm)	Eh (mV)	Data
CVA1	Charca				28,8	4,2	81	174	12-06-2006
CVA2	Ribeira de Couces				20,6	5,16	58	122	12-06-2006
CVA3	Poço 1	5,10	4,6	0,8	19	5,2	54	117	12-06-2006
CVA4	Poço 2	5,00	3,10	1,20	19	5,84	72	82	12-06-2006
CVA5	Nascente I	100 de idade Nunca seca, mas enfraquece			16,5	4,75	55	139	12-06-2006
CVA6	Nascente II	230 m de comprimento; começou a ser construída em 1941; seca			16,5	4,2	84	166	12-06-2006
CVA7	Ribeira de Couces II				11,2	4,83	42	380	07-12-2006

* Em relação à boca do poço



(Base: Carta Militar de Portugal à escala 1:20 000, Folha 313)

Fig. 96 - Localização dos pontos de amostragem de água na Bacia do Carvoeiro na primeira campanha de amostragem



CVA3



CVA5

Fig. 97 - Locais de recolha de amostras de água subterrânea durante a 1ª campanha de amostragem

Após esta primeira campanha fizeram-se alguns ajustamentos à rede de monitorização e em 2007 foi seleccionado o ponto CVA8 de amostragem de água superficial num troço da ribeira de Couces, a jusante da bacia. Foram realizados ainda outras duas campanhas de amostragem e na Fig. 98 assinalam-se os vários pontos de amostragem de água das várias campanhas de amostragem na área da bacia do Carvoeiro; na Fig. 99 apresenta-se a sua localização, com as respectivas coordenadas. Com base em 8 pontos de amostragem, efectuou-se então a caracterização da qualidade química da água da bacia.

Os resultados laboratoriais das amostras recolhidas encontram-se no ANEXO XIII. No Quadro 64 – apresenta-se uma síntese das características principais dos pontos de amostragem de água, relativas às diversas campanhas de amostragem.



Fig. 98 - Locais de recolha de amostras de água na bacia do Carvoeiro

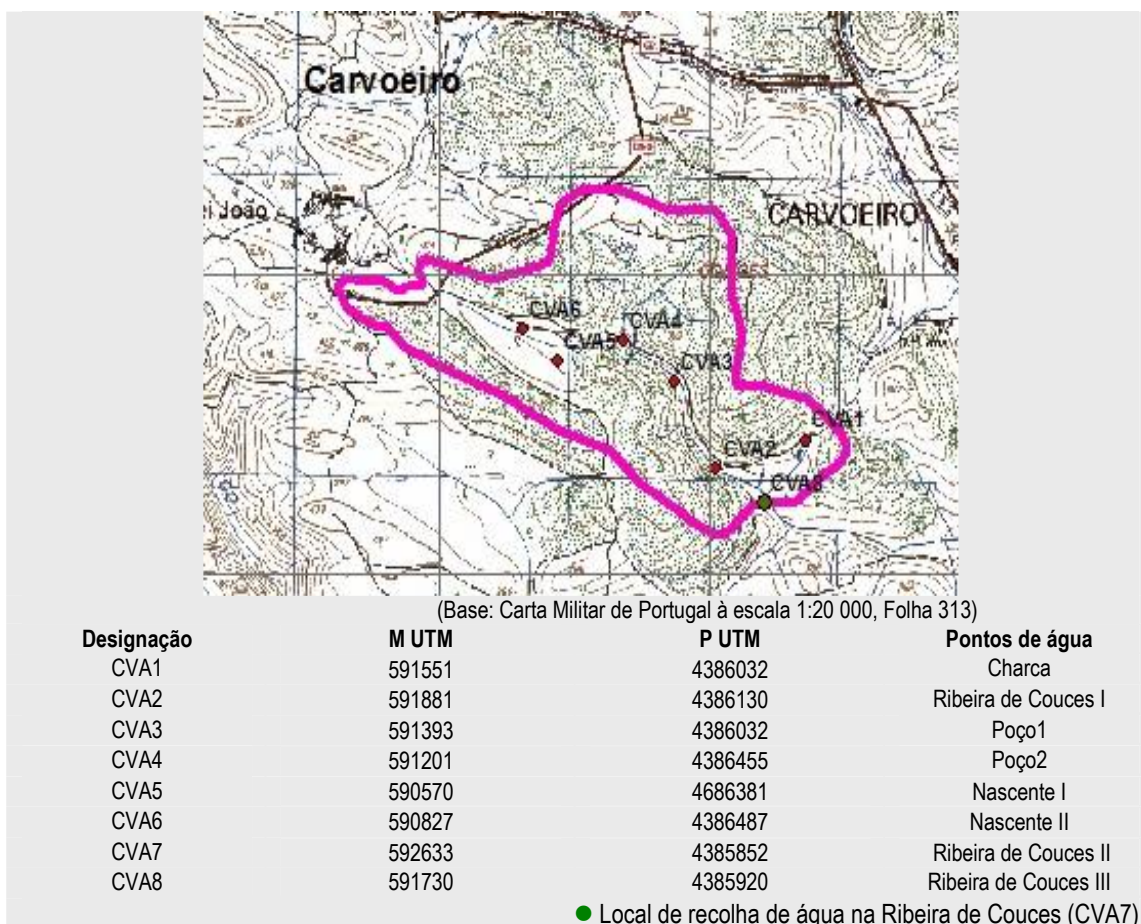


Fig. 99 - Localização e coordenadas dos pontos de amostragem de água na bacia do Caratão

Quadro 64 – Síntese das principais características químicas dos pontos de amostragem de água na bacia do Carvoeiro (Ano de 2006 e 2007)

Parâmetro	Unidade	CVA1		CVA3			CVA4			CVA5			CVA6			CVA8		
		Charca		Poço1			Poço 2			Nascente I			Nascente II			Rib. de Couces III		
		12 Jun 2006	15 Mar 2007	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	28 Mai 2007	25 Out 2007	25 Out 2007
pH		4,2	3,94	5,2	4,44	4,99	5,84	5,27	4,91	4,75	4,18	4,25	4,2	3,96	4,01	5,12	4,40	4,74
CE	µS/cm	81	46	54	50	59	72	79	87	55	52	55	84	82	88	48	55	61
Eh	mV	174	386	117	408	194	82	378	237	139	428	297	166	400	294	403	336	161
Tem	°C	28,8	18,1	19	17,7	18,7	19	28,6	17,6	16,5	15,1	16,9	16,5	16,9	17,8	13,3	15,2	17,3

Inicialmente pensou-se incluir na amostragem de águas a análise de compostos orgânicos, pelo menos de parâmetros indicadores dos compostos orgânicos como os HAP. No entanto considerou-se que, dado terem já decorrido 3 anos desde o incêndio, a presença desses compostos seria mínima, não permitindo avaliar o grau de poluição local nem caracterizar a evolução espacial de contaminantes nessa área, pelo que a ideia foi abandonada.

6.5.3.2.2 Pontos de amostragem de solos

A monitorização dos solos constitui uma ferramenta importante para avaliar o grau de poluição dos solos e, paralelamente, completa o estudo da qualidade da água através da integração de ambas as informações, permitindo a análise do estado actual de poluição local. De facto, o conhecimento dos elementos químicos capazes de traduzir as características de transporte e dispersão de poluentes no interior das bacias hidrográficas é indispensável para a previsão da evolução das respectivas concentrações nas águas subterrâneas e a jusante das áreas ardidas.

Neste sentido, e para uma primeira análise, procedeu-se a uma primeira amostragem de solos em 12 Junho de 2006. A colheita de amostras foi realizada às profundidades de 0 - 15 cm e de 15 - 30 cm (Fig. 100). Nesta Figura é possível observar a presença de cinzas no solo do Carvoeiro numa zona de pinhal queimado. As amostras foram enviadas para o laboratório do Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental (INETI-DEECA).



Fig. 100 - Perfil do solo queimado – ponto de amostragem CVS1 – na bacia do Carvoeiro (12 de Junho de 2006)

No Quadro 65 – é apresentada uma síntese do ponto de amostragem de solos na bacia do Carvoeiro.

Quadro 65 – Síntese do ponto de amostragem de solos na bacia do Carvoeiro

Designação	M	P	Profundidade	Características/ observações	Data de reconhecimento da região
CVS1	0591078	4386495	0 - 15 cm 15 - 30 cm	Área de pinhal de regeneração natural	12-06-2006

A decisão sobre as análises de HAP nos solos na Bacia do Carvoeiro foi tomada com base nos resultados obtidos da área queimada de Penhascoso (Secção 6.5.3.3). A primeira fase de amostragem nesta zona permitiu concluir sobre a presença de hidrocarbonetos e sobre a formulação da hipótese da existência ou não de HAP nos solos de áreas queimadas passados 3 anos.

Assim, e respeitando o interesse de obtenção de informação em todas as áreas, foi realizada uma campanha de amostragem de solos tendo em vista a análise de HAP. Os resultados obtidos relativamente à amostragem de solos desta bacia apresentam-se no Capítulo 4 (Ref.^a LCMM 668/06), no Quadro 21, pg. 116, e também em Lopes *et al.* (2007, Ref.^a LCMM 668/06, pg. 4/15), onde é apenas analisada, na amostra retirada às profundidades dos 0 - 15 cm, a interacção entre solos e cinzas, no que diz respeito a alterações físico-químicas e fixação/libertação de poluentes.

6.5.3.3 Bacia do Penhascoso (ardeu a 4 de Agosto de 2006)

6.5.3.3.1 Considerações gerais

De forma a complementar a informação existente sobre a qualidade da água e dos solos das áreas queimadas e para caracterizar especificamente a eventual contaminação por HAP's e elementos maiores em áreas ardidas recentemente, foi escolhida uma área de monitorização em Penhascoso. A selecção desta área para zona estudo do impacte dos fogos florestais na qualidade dos solos e dos recursos hídricos deveu-se a: (1) esta área ter sido afectada por um incêndio em 4 de Agosto de 2006 e se situar na proximidade das outras áreas de estudo do projecto (bacias do Caratão, Carvoeiro e Quebrada), respeitando assim o interesse de obtenção, dentro da mesma zona, de dados relativos à qualidade dos solos e águas de áreas não ardidas e ardidas recentemente ou há mais tempo e, (2) a ocupação do solo ser predominantemente por resinosas (pinheiro) e folhosas (eucalipto).

Com o trabalho experimental e analítico desenvolvido em Penhascoso, pretendeu-se contribuir para o conhecimento da dinâmica dos compostos químicos numa área florestal ardida recentemente e ocupada por pinheiro bravo (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill), considerando também as implicações no espaço e no tempo.



Fig. 101 - Aspecto da área de pinhal queimada no Penhascoso

Para corresponder a estes objectivos, a campanha de amostragem na área do Penhascoso iniciou-se no dia 9 de Agosto, 5 dias após o incêndio, tendo-se procedido à recolha de amostras de águas subterrâneas e superficiais e cinzas na zona envolvente da área do incêndio (Fig. 101).

6.5.3.3.2 Pontos de amostragem de águas

Para uma aproximação aos esquemas de monitorização aplicados nas outras áreas de estudo, elaborou-se um plano de monitorização específico para a área de Penhascoso. Neste sentido foram escolhidos 8 pontos de amostragem de água (Fig. 102): 1 numa charca (PA1), 3 em poços (PA2, PA3 e PA4), 2 em ribeiras (PA5 e PA6), 1 num furo de abastecimento de água (PA7) e num talhão experimental para recolha de excedentes de escoamento directo (PA8).



PA1 (Charca /2006)



PA2 (Poço 2/ 2006)



PA4 (Poço 5/2006)



PA6 (ribeira da Barba Pouca 2007)



PA8 (Talhão/2007)

Fig. 102 - Locais de recolha de amostras de água em Penhascoso

As recolhas das amostras de águas subterrâneas e superficiais foram efectuadas nos pontos identificados na Fig. 103. Uma visão de pormenor do talhão e de um dos pontos de amostragem das águas subterrâneas são apresentadas na Fig. 104.

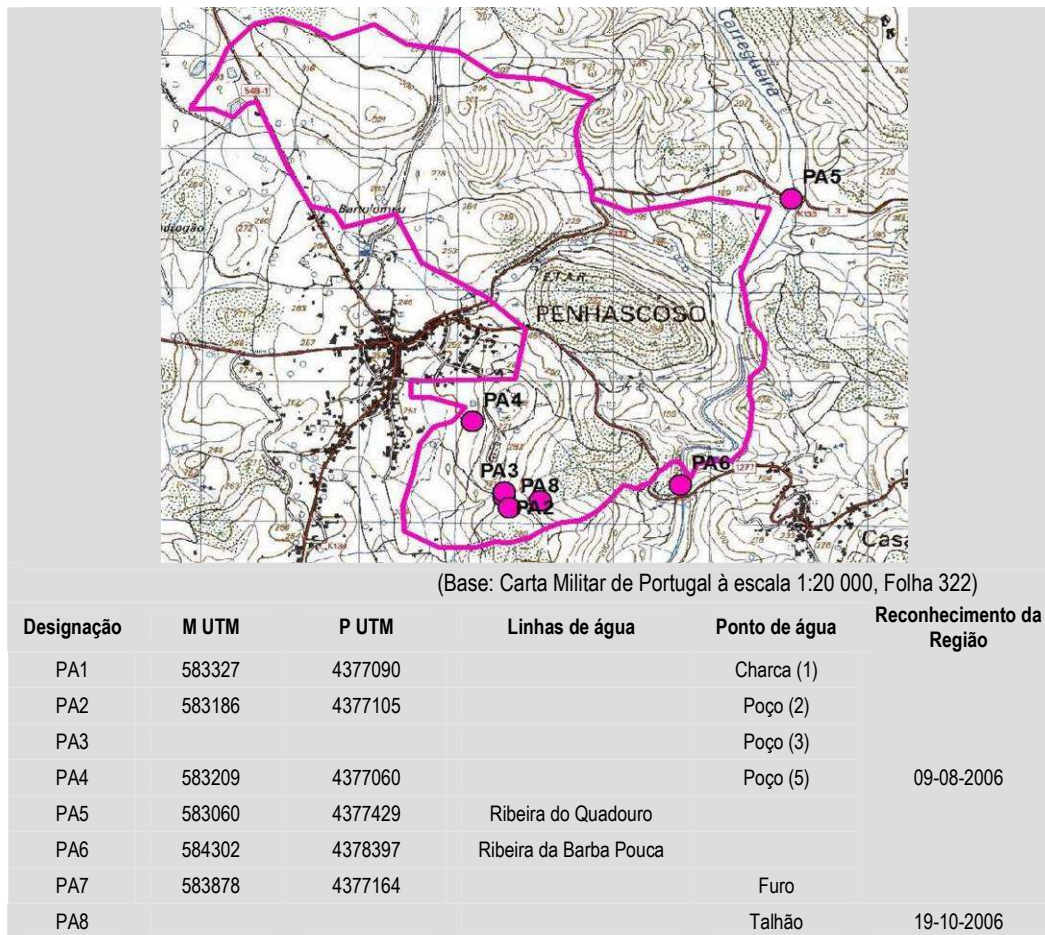


Fig. 103 - Delimitação da área ardida de Penhascoso e localização dos pontos de amostragem de água



PA4



PA8

Fig. 104 - Ponto de amostragem de água no Penhascoso e talhão de escoamento

A amostragem de água nos diferentes meios efectuou-se 5 dias após o incêndio (ocorrido a 4 de Agosto de 2006) por técnicos do LNEC. Durante as campanhas foram também efectuadas medições determinações *in situ* do pH, condutividade eléctrica (CE), potencial redox (Eh) e temperatura (T) em todos os pontos de amostragem de água; os resultados destas primeiras campanhas apresentam-se no Quadro 66 –.

Quadro 66 – Síntese das principais características físico-químicas dos pontos de amostragem de água no Penhascoso, para as campanhas de 2006

Designação	Local	Profundidade do poço (m)	Profundidade do nível de água (m)	T (°C)	pH	Condutiv. Eléctrica (µS/cm)	Eh (mV)	Data
PA1	Charca			23,3	5,95	65	287	09-08-2006
PA2	Poço 2	5,10	3,50	22,9	6,01	82	310	
PA4	Poço (nora)		4,70	21,7	5,92	132	325	
PA3	Poço 3	3,70	2,00	23,9	5,94	102	282	
PA5	Ribeira do Quadouro		4,70	21,7	5,92	132	325	
PA6	Ribeira da Barba Pouca			22,7	5,76	225	292	
PA1	Charca			21,8	5,95	86	393	26-09-2006
PA2	Poço 2		3,82	21,9	6,09	82	310	
PA4	Poço (nora)		5,13	21,9	6,06	110	405	
PA6	Ribeira da Barba Pouca			21,9	6,34	161	404	
PA1	Charca			16,2	5,95	91	350	19-10-2006
PA2	Poço 2		3,82	18	5,66	83	337	
PA4	Poço (nora)			14	5,4	104	340	
PA5	Ribeira do Quadouro			14,2	6,5	93	308	
PA6	Ribeira da Barba Pouca			16,7	5,92	177	348	
PA7	Furo			12,8	5,55	146	338	
PA8	Talhão			15,8	6,5	174	324	
PA2	Poço 2		1,20	10,9	4,95	80	414	07-12-2006
PA4	Poço (nora)		2,38	11,3	4,71	91	415	
PA5	Ribeira do Quadouro			10,8	6,1	57	384	

Os resultados da totalidade das campanhas, que se prolongaram até 2007, e para todos os pontos acima referenciados, são apresentados no Quadro 67.

Quanto ao talhão experimental (Fig. 104), este foi instalado a 19-10-2006, na parcela ocupada com eucaliptos queimados. Este talhão possui uma área de 2,56 m² (cerca de 1,5 x 2 m) e foi cedido pela Universidade de Évora (Departamento de Engenharia Rural), com o objectivo de avaliar os volumes de água de escoamento directo e recolher amostras de água com cinzas, para determinação de HAPs pelo laboratório da EGI ambiente

Quadro 67 – Síntese das principais características químicas dos pontos de amostragem de água na área de Penhascoso (anos de 2006 e 2007)

Unidade	PA1						PA2						PA3			PA4						PA5						PA6							
	Charca (1)						Poço (2)						Poço (3)			Poço (5)						Ribeira do Quadouro						Ribeira da Barba Pouca							
	09 Ago 2006	26 Set 2006	19 Out 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007	09 Ago 2006	26 Set 2006	19 Out 2006	07 Dez 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007	09 Ago 2006	15 Mar 2007	25 Set 2007	09 Ago 2006	26 Set 2006	19 Out 2006	07 Dez 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007	09 Ago 2006	19 Out 2006	07 Dez 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007	09 Ago 2006	26 Set 2006	19 Out 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007
	5,95	5,95	5,60	5,88	6,30	6,75	6,01	6,09	5,66	4,95	5,06	6,30	5,60	5,94	4,74	5,82	5,92	6,06	5,40	4,71	4,35	4,96	4,93	6,92	6,5	6,1	6,33	6,29	6,17	5,76	6,34	5,92	6,26	6,70	6,35
µS/cm	65	86	91	72	80	100	82	82	83	80	80	80	83	102	73	89	132	110	104	91	108	109	122	132	93	57	73	90	127	225	161	177	90	108	398
mV	287	393	350	333	338	278	310	393	337	414	353	373	241	282	372	274	325	405	340	415	391	399	251	325	308	384	330	411	271	292	404	348	349	341	201
°C	23,3	21,8	16,2	15	21,4	24,1	22,9	21,8	18	10,9	12,5	16,7	19,3	23,9	13,2	19,3	21,7	21,9	14	11,3	13,2	18,3	19,8	21,7	14,2	10,8	12,3	16,3	21,6	22,7	21,9	16,7	14,7	20,1	25,1

6.5.3.3.3 Pontos de amostragem de solos e cinzas

Tendo em vista analisar a importância das cinzas de eucalipto e de pinheiro para a contaminação das águas subterrâneas e superficiais, optou-se pelo desenvolvimento de uma metodologia de amostragem de cinzas para essas duas espécies florestais, tendo em conta a representatividade espacial das amostras, isto é, respeitando o interesse de obtenção de informação conforme a ocupação do solo (pinhal e eucaliptal). Assim, o número e a distribuição dos pontos de amostragem na área queimada (Fig. 105) foram estabelecidos conforme síntese apresentada no Quadro 68 –, obedecendo aos seguintes critérios:

1. Parcela com pinheiros pequenos (jovens) queimados (PS2);
2. Parcela com eucaliptos queimados, onde foi realizada uma amostragem aleatória distribuída por toda a parcela, visando conhecer o estado de poluição em HAPs em toda a parcela (PS3);
3. No sopé da vertente, debaixo de um eucalipto. Por comparação com a amostragem aleatória é possível perceber da mobilidade dos HAPs no solo (PS4);
4. Parcela com pinheiros adultos queimados. O objectivo desta amostragem (aleatória) é saber a importância do estado de desenvolvimento do pinheiro (adulto ou jovem) na produção de HAPs (PS6).

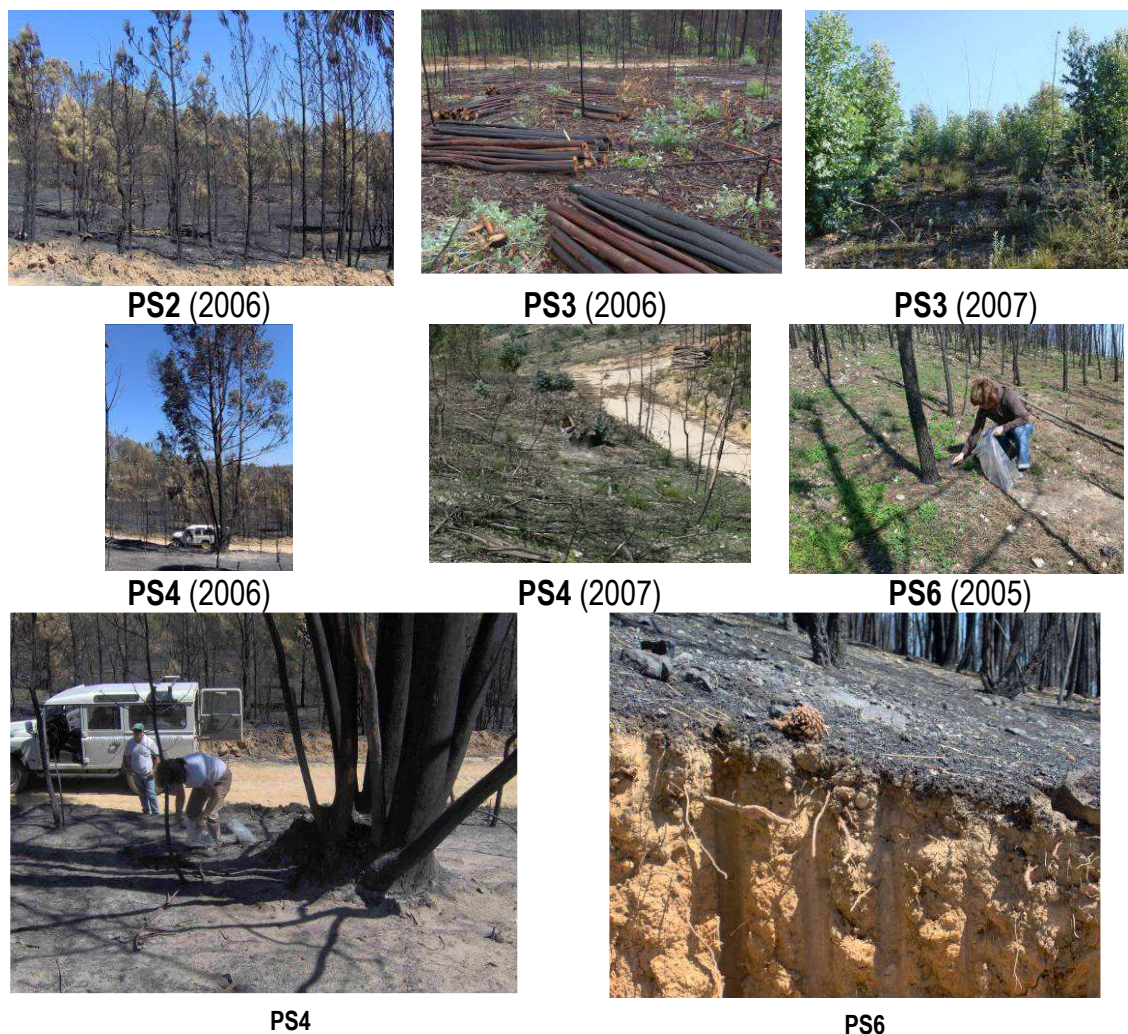


Fig. 105 - Locais de amostragem de solos na bacia do Penhascoso

As campanhas de amostragem de solos realizaram-se durante o ano de 2006, com uma frequência mensal correspondente aos meses de Agosto, Setembro e Outubro, e foram recolhidas amostras à profundidade de 0 - 15 cm para análise de HAPs.

Quadro 68 – Síntese dos pontos de amostragem de solos e cinzas na área queimada de Penhascoso

Designação	M UTM	P UTM	Profundidade (cm)	Características/ observações	Reconhecimento da região
PS2			0 – 5 cm	Parcela com pinheiros pequenos queimados	09-08-2006
PS3			0 – 5 cm	Parcela com eucaliptos queimados	
PS4			0 – 5 cm	Amostragem por baixo do eucalipto queimado	
PS6	0583232	4377433	0 – 5 cm	Parcela com pinheiros adultos queimados (aleatória)	

No Quadro 69 – listam-se as amostras de solos e de cinzas colhidas na área queimada, com a respectiva identificação de proveniência. Estas amostras foram enviadas para a LQA - Ambiente para determinação dos seguintes HAPs: acenafeno, acenafileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(ghi)pirileno, benzo (a)pireno, benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno,

criseno, dibenzo(a,h)antraceno, fluoranteno, indeno(1,2,3-cd)pireno, naftaleno, fenantreno e pireno.

Quadro 69 – Lista de amostras de solos e cinzas recolhidas na área ardida de Penhascoso, incluindo as datas das campanhas de amostragem

Designação	Recolha	Identificação da amostra	Local de amostragem
PS2	09-08-2006	Cinzas	Parcela com pinheiros jovens queimados
	26-09-2006	Solos + cinzas	
PS3	19-10-2006	Solos + cinzas	Parcela com eucaliptos queimados (aleatória)
	09-08-2006	Cinzas	
PS4	26-09-2006	Solos + cinzas	Amostragem por baixo do eucalipto queimado
	19-10-2006	Solos + cinzas	
PS6	19-10-2006	Solos + cinzas	Parcela com pinheiros adultos queimados (aleatória)

Simultaneamente, foram também enviadas amostras de solos recolhidas nos mesmos locais, e na mesma data, para o laboratório do Departamento de Engenharia Energética e Controlo Ambiental (INETI-DEECA), onde foi analisada a interação entre solos e cinzas, no que diz respeito a alterações físico-químicas e fixação/libertação de poluentes. Os resultados encontram-se no Capítulo 4 e são também apresentados em Lopes *et al.*, 2007.

A apresentação dos resultados das análises relativamente aos teores de HAPs encontra-se no ANEXO XIV.

6.5.3.4 Bacia da Quebrada (área não ardida)

6.5.3.4.1 Considerações introdutórias

A Bacia da Quebrada tem cerca de 1,55 km² e localiza-se na ribeira da Quebrada, afluente da margem esquerda da ribeira do Carvoeiro, que afluente da ribeira de Aziral, a qual por sua vez é afluente da ribeira de Eiras. A ribeira de Eiras é afluente do rio Tejo (com foz localizada na sua margem direita), confluindo na albufeira da Barragem de Belver.

Em termos sócio-económico, apesar da forte diminuição verificada nas últimas décadas, as actividades na área da bacia continuam a centrar-se na agricultura. As explorações agrícolas são, na sua grande maioria, explorações familiares de pequena dimensão (0 - 1 ha), baseadas numa produção agrícola de regadio e baixo grau de especialização produtiva; apresentam ocupação policultural, essencialmente de culturas hortícolas muito relacionadas com a proximidade ao povoamento e com o autoconsumo local (Fig. 106).



Fig. 106 - Ocupação e uso do solo na bacia da Quebrada

A área florestal é constituída principalmente por povoamentos instalados de resinosas (pinheiro bravo), aparecendo também as folhosas (eucalipto), ainda que com menor extensão.

6.5.3.4.2 Pontos de amostragem de águas

A avaliação da qualidade físico-química da água na bacia da Quebrada foi feita para a situação de referência nas estações de amostragem a jusante da bacia, QA1 (Poço 1), QA2 (Charca), QA3 (Poço 2), QA4 (Poço 3), QA5 (ribeira da Quebrada I), a montante da bacia QA6 (Poço A), QA7 (Poço B). Na Fig. 107 são apresentados dois destes pontos de amostragem. A estação QA5 coincide com o ponto onde se pretendia instalar uma estação hidrométrica. Face à degradação do local devido a uma enxurrada, foi seleccionado em 2007 um outro ponto mais a montante no troço da ribeira da Quebrada (QA8) para a instalação da estação hidrométrica.



QA8 (Ribeira da Quebrada)



QA6 (Poço A)

Fig. 107 - Pontos de amostragem de água na bacia da Quebrada (área não ardida)

Todas as estações foram seleccionadas como local de referência relativamente às outras bacias em estudo, permitindo verificar as alterações da qualidade da água das restantes estações de amostragem face às situações degradadas (Caratão, Carvoeiro e Penhascoso), visto que as condições de uso e ocupação do solo não se alteraram na bacia da Quebrada, pois trata-se de uma área que nunca esteve sujeita a fogos florestais.

A partir da monitorização dos parâmetros gerais de qualidade da água e dos iões maiores em amostras de água e solos é possível aferir-se sobre o grau de naturalidade ou de perturbação dos ecossistemas, o que torna viável avaliar a sua evolução ao longo do tempo.

A amostragem foi efectuada por técnicos do LNEC nos pontos de água identificados na Fig. 108 e as amostras entregues aos técnicos do laboratório de Análises Físico-Químicas do Departamento de Hidrogeologia do INETI-DH. Os resultados encontram-se no ANEXO XV. Uma visão de maior pormenor da área monitorizada apresenta-se na Fig. 109.

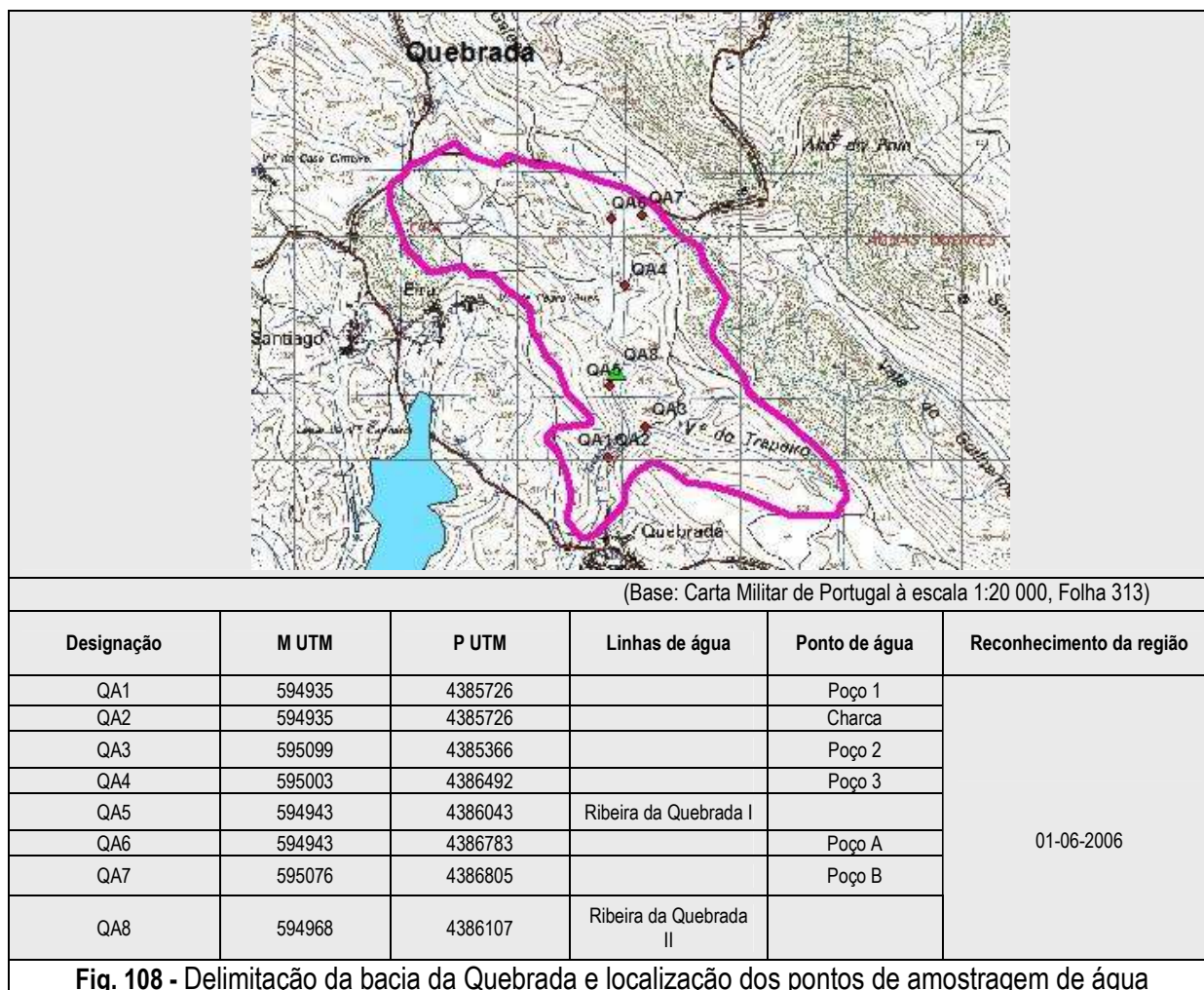
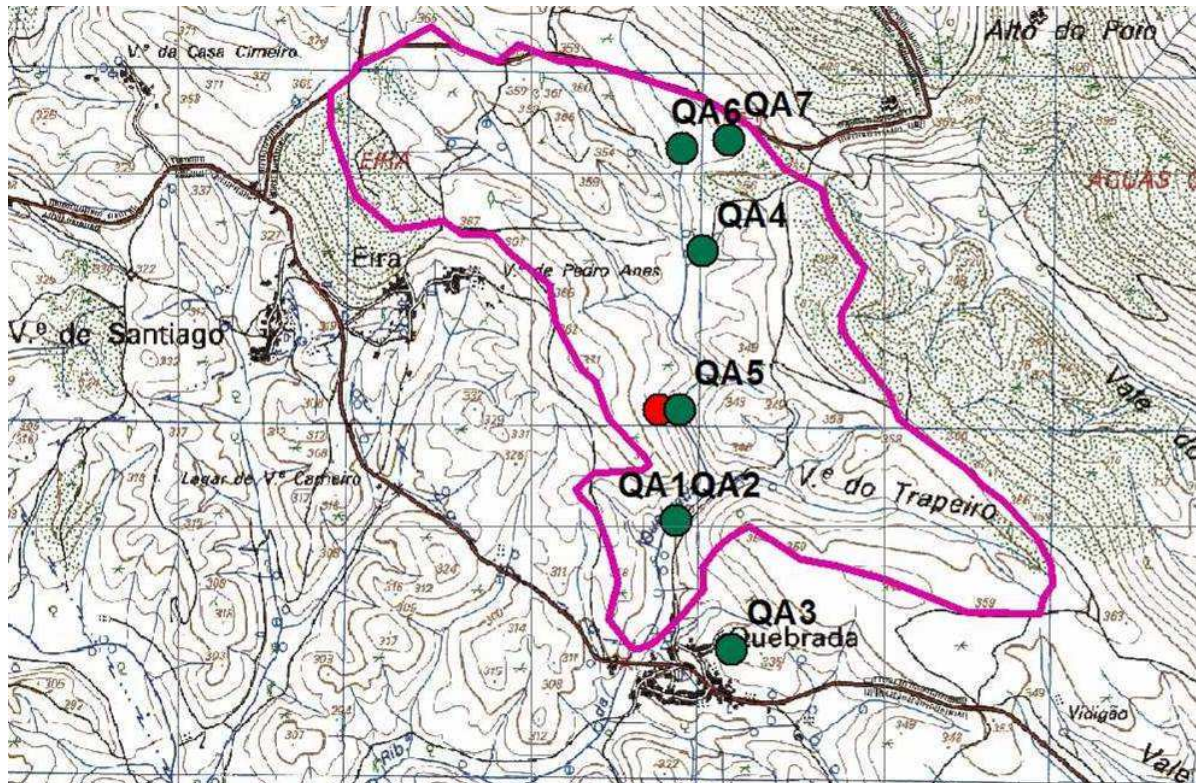


Fig. 108 - Delimitação da bacia da Quebrada e localização dos pontos de amostragem de água

A primeira campanha de recolha de água teve lugar no dia 1 de Junho de 2006. Colaboraram no processo de recolha de água técnicos do LNEC e da Câmara Municipal de Mação. Em cada local de amostragem recolheu-se uma amostra de água para análise química. As amostras foram entregues aos laboratórios do INETI-DH e INETI-DECCA.



(Base: Carta Militar de Portugal à escala 1:20 000, Folha 313)

Fig. 109 - Delimitação da bacia da Quebrada e localização dos pontos de amostragem de água

No dia 12 de Junho realizou-se a segunda campanha, de cujos pontos de amostragem se dá caracterização no Quadro 70, apresentando-se na Fig. 110 um dos pontos de amostragem (no caso relativo às águas superficiais).

Quadro 70 – Síntese das principais características dos pontos de amostragem de água na bacia da Quebrada, no dia 12 de Junho de 2006

Linha de água	Local	Designação	Profundidade do poço (m) *	Profundidade do nível de água (m) *	Altura da boca do poço (m)	T (°C)	pH	Condutiv. Eléctrica (µS/cm)	Eh (mV)
RIBEIRA DA QUEBRADA	Nora da charca	QA1	4,5	3,40	0,90				
	Charca da Quebrada	QA2				25,7	4,5	227	157
	Poço da Manilha	QA3	2,20	1,55	Nível do solo	20	6,0	74	73
	Água superficial	QA5				22,8	6,04	62	72
	Poço do batatal	QA4	3,00	1,5	Muro destruído; medição ao nível do solo	22,6	5,5	72	101
MONTANTE DA BACIA	Poço A (Vinha)	QA6	3,45	3,00	Medição ao nível do solo	22,5	5,75	49	88
	Poço B (Nora)	QA7	6,65	3,11	0,90	19,7	5,7	46	89

* Em relação à boca do poço



QA5

Fig. 110 - Recolha de amostras de água na Ribeira da Quebrada por um técnico do INETI-DH

Contudo, a partir das observações das condições de campo, houve a necessidade de se proceder a algumas alterações ao plano inicial de amostragem de água na bacia da Quebrada. A mais importante resulta da forte intervenção humana nas áreas envolventes, em vários pontos de amostragem. Refiram-se os pontos QA1, QA2, QA3 e QA6. No ponto QA1 (Poço 1) o proprietário procede à transferência de água directamente da ribeira da Quebrada para o poço, verificando-se uma mistura de águas. Esta situação é representativa das actividades agrícolas que ocorrem na área envolvente do Poço 1 (QA1) e da charca (QA2) (Fig. 111). Para além disso a charca foi sujeita a uma forte intervenção, associada ao aprofundamento da mesma, situação que alterou as condições da qualidade da água nesse ponto de amostragem. É notório o desmoronamento das margens e a deposição de materiais no fundo.

Verificou-se que na qualidade da água do Poço 3 poderá haver alteração da composição química, por se situar numa parcela associada a práticas agrícolas onde se aplica fertilizantes. Para além da evidente degradação das paredes do poço, a condição actual tornou propícia a proliferação de infestantes e o desenvolvimento de plantas aquáticas com implicações directas nos valores apurados e na qualidade da água, pelo que a se abandonou a amostragem neste ponto. Os parâmetros para análise química são basicamente os mesmos que os estabelecidos para as outras bacias, exceptuando os HAP por não se tratar de uma área queimada. Os valores obtidos *in situ* dos parâmetros físico-químicos da água, para todas as campanhas de amostragem, que se estendem até 2007, são apresentados no Quadro 71.



QA1 (Poço 1) e QA2 (charca)



QA4 (Poço 3)



Fig. 111 - Locais de amostragem abandonados

Quadro 71 – Síntese das principais características dos pontos de amostragem de água na bacia da Quebrada

Parâmetro	Unidade	QA2			QA3			QA4			QA5			QA6	QA7		QA8	
		Charca			Poço 2			Poço 3			Rib. Quebrada I			Poço A	Poço B		Rib. Quebrada II	
		01 Jun 2006	12 Jun 2006	09 Ago 2006	12 Jun 2006	09 Ago 2006	26 Set 2006	12 Jun 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	01 Jun 2006	12 Jun 2006	07 Dez 2006	12 Jun 2006	12 Jun 2006	15 Mar 2007	15 Mar 2007	28 Mai 2007
pH		4,10	4,50	3,87	6,00	3,87	5,7	5,50	4,92	4,60	6,8	6,04	5,06	5,75	5,70	4,51	5,35	5,27
CE	μS/cm	211	227	238	74	97	85	72	61	65	65	62	42	49	46	47	48	54
Eh	mV	316	157	354	73	354	416	101	406	337	260	72	371	88	89	406	389	
Temp	°C	24,0	25,7	27,5	20,0	27,5	22,0	22,6	22,0	14,3	25,0	22,8	11,1	22,5	19,7	13,6	13,8	14,3

6.5.3.4.3 Pontos de amostragem de solos

O Quadro 72 apresenta as características do local de amostragem de solo na bacia da Quebrada. A Fig. 112 mostra um dos aspectos da amostragem realizada em 12-06-2006.

Quadro 72 – Síntese do ponto de amostragem de solos na bacia da Quebrada

Local	M UTM	P UTM	Observações
Ao pé do sobreiro	594956	4386279	Foi feita uma recolha de solo às profundidades dos 0 –15 cm e dos 15 – 30 cm
Linha de água no local de amostragem do solo	594981	4386352	Quando o caminho atravessa a linha de água



Fig. 112 - Recolha de amostras de solos por técnicos do INETI-DH e do LNEC

Os resultados obtidos relativamente à amostragem na bacia da Quebrada apresentam-se no Capítulo 4 (Ref.^a LCMM 666/06, Quadro 20, Quadro 25 e Quadro 29) e podem ser consultados igualmente em Lopes *et al.* (2007).

6.6 Qualidade das águas e dos solos em áreas florestais queimadas

6.6.1 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs)

6.6.1.1 Introdução

Este capítulo estabeleceu-se com o objectivo de apresentar: (1) uma análise bibliográfica relativamente simplificada do estudo dos Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos (HAPs), na qual se pretende realçar a importância do seu estudo em áreas florestais queimadas e (2) analisar a eventual poluição da água e do solo com hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), em áreas sujeitas a fogos florestais e relacionar a presença ou ausência desses poluentes nessas áreas com as espécies florestais presentes, e.g. pinheiro (*Pinus pinaster*

Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill).

Por forma a complementar a informação existente sobre a qualidade da água e dos solos de áreas queimadas e para caracterizar especificamente a eventual contaminação por Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos em áreas ardidas recentemente, a campanha de amostragem na área do Penhascoso teve início no dia 9 de Agosto de 2006, 5 dias após a ocorrência de um incêndio, onde se procedeu à recolha na zona envolvente da área do incêndio de amostras de águas subterrâneas e superficiais, solos e cinzas.

6.6.1.2 Relevância dos HAPs em fogos florestais

Uma das formas de avaliar o impacto dos fogos florestais nos solos e nos recursos hídricos é através dos poluentes orgânicos (Kim *et al.*, 2003; Zhou *et al.*, 2003; Rollin *et al.*, 2005; Falcón *et al.*, 2006). A determinação dos níveis desses poluentes pode indicar a importância relativa dos impactos nas áreas ardidas e a intensidade das actividades naturais e antrópicas numa região, tendo em vista que estão directamente associados a fontes conhecidas de poluição.

Os principais poluentes orgânicos existentes no ambiente são os hidrocarbonetos alifáticos halogenados (alcanos e cicloalcanos), os hidrocarbonetos aromáticos monocíclicos (BTEX), os hidrocarbonetos alifáticos oxigenados (álcoois, aldeídos, cetonas, ácidos e ésteres), os compostos fenólicos, os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs), os bifenilos policlorados (PCB) e os compostos organoclorados (pesticidas) (Lemièrre *et al.*, 2001).

A origem dos poluentes orgânicos no solo e nas águas provém principalmente das actividades industriais (produção de energia, metalurgia, indústria química, etc.), urbanas (transportes, gestão e tratamentos de dejectos) e agrícolas (utilização de produtos fitossanitários). No entanto poluentes orgânicos como os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) podem ter origem **em incêndios florestais**, constituindo uma fonte importante de HAPs (Low *et al.*, 1988; Barriuso *et al.*, 1996; Netto *et al.*, 2000; Rollin *et al.*, 2005; Gill, 2005; Falcón *et al.*, 2006). Durante um fogo florestal os HAPs são formados e libertados, sempre que a vegetação natural é queimada, incrementando o nível de HAPs no solo e nos sedimentos (Jones *et al.*, 1989; Kim *et al.*, 2003; Olivella *et al.*, 2005).

6.6.1.3 Definição

Os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) são compostos orgânicos hidrofóbicos frequentemente encontrados no meio ambiente, procedentes da decomposição térmica de materiais orgânicos que contenham carbono e hidrogénio, apresentando na sua estrutura química pelo menos dois anéis aromáticos, e encontram-se presentes virtualmente em toda a parte: água, ar, solo e tecidos biológicos (Lemièrre *et al.*, 2001; Rodrigues, 2002; Gabet, 2005;

Martins, 2005; Rollin *et al.*, 2005). Pelo facto de serem facilmente sintetizados na natureza, estes compostos devem existir no nosso planeta desde os períodos geológicos mais remotos. No meio ambiente encontram-se com frequência misturas complexas de HAPs, sendo raras as referências relativas ao aparecimento de espécies isoladas.

No Quadro 73 são referidos níveis de HAPs encontrados em amostras ambientais e biológicas (Netto *et al.*, 2000). Na atmosfera, os HAPs podem ser encontrados tanto no estado gasoso como adsorvidos em partículas. A concentração de cada componente em ambas as fases é função da sua volatilidade e da sua afinidade para as superfícies das partículas atmosféricas. No solo, os HAPs encontram-se geralmente adsorvidos no material constituinte e ficam retidos nas camadas superiores.

Quadro 73 – Concentrações de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos HAPs encontrados em amostras ambientais e biológicas (Netto *et al.*, 2000)

Tipo de amostra	Concentração
Ar	1,3 a 500 ng/m ³
Solo	0,8 ng/kg – 100 mg/kg
Água	2,5 a 500 ng/l
Plantas	< 150 µg/kg
Alimentos	0,1 a 28 µg/kg

Os HAPs são altamente carcinogénicos para os seres humanos (*cf.* Soil Screening Guidance: User's Guide US EPA, 1996). A sua determinação em amostras ambientais, incluindo ar, água, alimentos e solos, constitui uma etapa importante para o controlo da exposição (Netto *et al.*, 2000; Rodrigues, 2002). De facto, devido aos seu carácter lipofílico, os HAPs podem ser absorvidos pela pele, por ingestão ou por inalação, sendo rapidamente distribuídos pelo organismo. O tempo de semi-vida dos compostos de maior peso molecular é relativamente longo (Quadro 74), indicando que a sua degradação é lenta (Rodrigues, 2002).

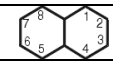
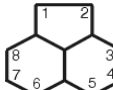
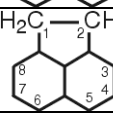
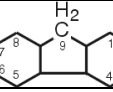
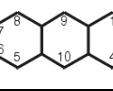
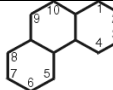
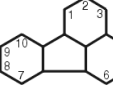
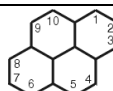
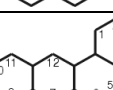
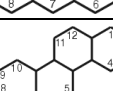
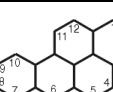
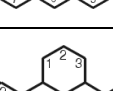
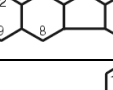
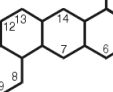
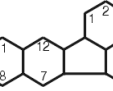
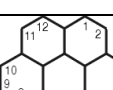
Quadro 74 – Tempo de semi-vida no solo de alguns HAPs

Substância	Tempo de semi-vida no solo
Acenaftileno	43 – 60 d
Antraceno	50 d – 1,3 a
Benzo(ghi)pirileno	< 9,5 a
Benzo(a)pireno	269 d – 5,2 a
Fluoranteno	32 d
Naftaleno	< 125 d

De entre os mais de 200 HAPs que têm vindo a encontrar-se no meio ambiente, correspondendo a produtos de combustão de matéria orgânica, apenas 16 são classificados pela US EPA - *United States Environmental Protection Agency* como contaminantes prioritários (Quadro 75) devido às suas propriedades carcinogénicas: naftaleno, acenaftileno, acenafteno, fluoreno, antraceno, fenantreno, fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(k)fluoranteno, benzo(ghi)pirileno,

indeno(1,2,3-cd)pireno (Lane *et al.*, 1997).

Quadro 75 – Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos classificados US EPA como poluentes prioritários (Lane *et al.*, 1997; Sander *et al.*, 1997)

Nome	Número de ciclos	Fórmula química	Estrutura	Efeito
Naftaleno	2	C ₁₀ H ₈		tóxico
Acenaftileno	3	C ₁₂ H ₈		mutagénico
Acenafteno		C ₁₂ H ₁₀		mutagénico
Fluoreno		C ₁₃ H ₁₀		mutagénico
Antraceno		C ₁₄ H ₁₀		mutagénico
Fenantreno		C ₁₄ H ₁₀		tóxico e mutagénico
Fluoranteno	4	C ₁₆ H ₁₀		carcinogénico e mutagénico
Pireno		C ₁₆ H ₁₀		carcinogénico e mutagénico
Benzo(a)antraceno		C ₁₈ H ₁₂		carcinogénico e mutagénico
Criseno		C ₁₈ H ₁₂		carcinogénico e mutagénico
Benzo(a)pireno	5	C ₂₀ H ₁₂		carcinogénico e mutagénico
Benzo(b)fluoranteno		C ₂₀ H ₁₂		carcinogénico e mutagénico
Dibenzo(a,h)antraceno		C ₂₂ H ₁₄		carcinogénico e mutagénico
Benzo(k)fluoranteno		C ₂₀ H ₁₂		carcinogénico e mutagénico
Benzo(ghi)pirileno	6	C ₂₀ H ₁₂		carcinogénico
Indeno(1,2,3-cd)pireno		C ₂₂ H ₁₂		carcinogénico

6.6.1.4 Origem

Os HAPs têm duas origens: (1) natural e (2) antropogénica. Com a origem natural relacionam-se a actividade vulcânica e biossíntese realizada por certas plantas, bactérias e algas. Nas origens antropogénicas incluem-se as industriais (produção de coque e carvão), aquecimento doméstico (fogões de sala, fogões de lenha e carvão), produção de calor e energia (centrais de produção de energia como carvão e óleo), incineração e fogos (incineradores municipais e industriais, fogos em florestas), os processos de combustão de material orgânico (particularmente a exaustão de motores a diesel ou a gasolina), borracha deixada nas estradas, aviões e tráfego marítimo (Lemière *et al.*, 2001; Rodrigues, 2002; Gabet, 2005; Falcón *et al.*, 2006).

Os processos de formação baseiam-se fundamentalmente em dois mecanismos: (1) carbonização e pirólise ou (2) combustão incompleta. A elevadas temperaturas (500 a 700 °C), os compostos orgânicos são parcialmente fragmentados originando moléculas mais pequenas e instáveis (pirólise). Estes fragmentos, na maior parte das vezes radicais, recombinaem-se formando moléculas maiores, hidrocarbonetos aromáticos relativamente estáveis (pirossíntese) (Barriuso *et al.*, 1996; Rodrigues, 2002; ATSDR, 1996). Os HAPs derivados de combustão e pirólise são caracterizados por apresentarem mais de 3 ciclos aromáticos. São mais resistentes à biodegradação do que os HAPs petrogénicos devido à forte interacção entre estes compostos e os constituintes sólidos do solo (Martins, 2005). Os HAPs pirolíticos mais importantes são: fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, benzofluorantenos, benzopirenos, indeno-(1,2,3-c,d)pireno e benzo(g,h,i)pirileno.

6.6.1.5 Propriedades físico-químicas

A evolução e a mobilidade dos HAPs no ambiente são controlados principalmente pelas suas propriedades físico-químicas (Gabet, 2004).

A concentração, distribuição e transformação dos HAPs no ambiente estão dependentes:

- da sua volatilização e da sua transformação em derivados na atmosfera;
- da mobilidade e solubilidade dos seus compostos;
- da sua adsorção pelas partículas de matéria orgânica ou pelas plantas;
- da sua bioacumulação;
- da sua degradação microbiológica;
- das suas características físico-químicas (Brazillet *et al.*, 2001; Gabet, 2004).

No Quadro 76 identificam-se os 16 HAPs definidos pela US EPA como poluentes prioritários, referindo-se as principais características físico-químicas que podem influenciar a sua mobilidade na água e no solo – massa molar, ponto de fusão, ponto de ebulição,

densidade, solubilidade na água, pressão de vapor, coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}), coeficiente de partição octanol-carbono orgânico (K_{oc}) – as quais estão ligadas às características específicas da estrutura de cada HAPs (EPA, 1996).

6.6.1.5.1 Solubilidade

A solubilidade, que se exprime em mol/l ou em mg/l, define a concentração máxima de uma substância que se dissolve na água quando a água e a substância estão em equilíbrio (Gabet, 2004). A solubilidade aumenta com a temperatura e pode ser um bom indicador da tendência de um composto para se dispersar no ambiente, indicando a tendência para a mobilidade da substância por lixiviação, quando ocorrem episódios chuvosos ou escoamento. Refira-se que uma fraca solubilidade pode ser significativa em termos de risco, quando afecta um composto que é tóxico em concentrações pequenas. Uma solubilidade forte pode constituir um factor de agravamento da poluição (dispersão acelerada na água, biodisponibilidade fortemente acrescida).

De uma maneira geral, os HAPs são pouco solúveis na água e pouco móveis no solo por serem facilmente adsorvidos (Rollin *et al.*, 2005). Os HAPs com um arranjo linear dos anéis aromáticos são normalmente menos solúveis que os compostos que possuem estruturas angulares. Quanto maior o peso molecular dos HAPs, menor a pressão de vapor e solubilidade, o que corresponde a um elevado coeficiente de partição octanol-água (K_{ow}). São substâncias estáveis (hidrólise negligenciável) mas a sua biodegradação varia fortemente de acordo com as condições do meio. No estado puro os HAPs são frequentemente sólidos coloridos e cristalinos à temperatura ambiente.

A solubilidade na água varia em função da complexidade da estrutura molecular. Em geral, os HAPs têm uma solubilidade fraca, 30 mg/l para os compostos ligeiros e 10^{-4} mg/l para os mais pesados.

A solubilidade dos HAPs diminui com o aumento do número de anéis aromáticos da molécula, aumentando assim o carácter lipofílico. Este comportamento do carácter lipofílico é caracterizado também pelo coeficiente de partição octanol/água, K_{ow} . Os HAPs apresentam valores de K_{ow} superiores a 2000, o que demonstra a grande afinidade lipofílica, a qual aumenta à medida que se tem um número maior de anéis aromáticos na molécula.

A solubilidade é igualmente função da fracção molar de cada composto na mistura de poluentes, assim como do teor de matéria orgânica na fase de partículas (Ballerini *et al.*, 1998 *in* Gabet, 2004).

Quadro 76 – Propriedades físico-químicas dos 16 HAPs prioritários da US-EPA

		Massa molar	Ponto de fusão	Ponto de ebulição	Densidade	Solubilidade na água	Pressão de vapor	Coefficiente de partição octanol-água	Coefficiente de partição octanol-carbono orgânico
		(g/mol)	(°C)	(°C)	(g/cm ³)	(mg/l)	(Pa)	log K _{ow} (-)	log K _{oc} (-)
Naftaleno	C ₁₀ H ₈	128,2	80	218	1,162	32	36,8	3,3	3,15
Acenaftileno	C ₁₂ H ₈	152,2	92	265	1,194	16,1	4,14	4,07	1,4
Acenafteno	C ₁₂ H ₁₀	154,2	96	279	1,024	3,42	1,52	3,98	3,66
Fluoreno	C ₁₃ H ₁₀	166,2	116	293	1,203	1,9	0,715	6,58	6,2
Antraceno	C ₁₄ H ₁₀	178,2	216	340	1,240	0,07	0,0778	4,45	4,15
Fenantreno	C ₁₄ H ₁₀	178,2	101	340	1,172	1	0,113	4,45	4,15
Fluoranteno	C ₁₆ H ₁₀	202,3	111	-	1,236	0,27	8,72 10 ⁻³	4,9	4,58
Pireno	C ₁₆ H ₁₀	202,3	149	360	1,271	0,16	0,0119	4,88	4,58
Benzo(a)antraceno	C ₁₈ H ₁₂	228,3	158	400	1,174	0,0057	6,06 10 ⁻⁴	5,61	5,3
Criseno	C ₁₈ H ₁₂	228,3	255	-	1,274	0,06	8,4 10 ⁻⁷	5,13	5,3
Benzo(a)pireno	C ₂₀ H ₁₂	252,3	179	496	1,282	0,0038	2,13 10 ⁻⁵	6,04	5,74
Benzo(b)fluoranteno	C ₂₀ H ₁₂	252,3	167	-	-	0,001	6,7 10 ⁻⁵	6,06	5,74
Dibenzo(a,h)antraceno	C ₂₂ H ₁₄	278,3	262	-	1,252	0,0005	9,16 10 ⁻⁸	6,06	6,74
Benzo(k)fluoranteno	C ₂₀ H ₁₂	252,3	217	480	-	0,0008	4,12 10 ⁻⁶	6,84	6,52
Benzo(ghi)pirileno	C ₂₀ H ₁₂	276,3	222	-	-	insolúvel	2,25 10 ⁻⁵	6,5	6,2
Indeno(1,2,3-cd)pireno	C ₂₂ H ₁₂	276,3	163	-	-	0,0008	1,3 10 ⁻⁸	6,58	6,2

6.6.1.5.2 Densidade

A densidade de um líquido geralmente afecta muito pouco a sua infiltração, na fracção de solo situada acima da superfície freática. Em oposição, ela controla fortemente o seu comportamento na zona saturada. Se o contaminante é imiscível (caso dos hidrocarbonetos) a contaminação acumula-se de preferência à superfície do nível freático se a sua densidade é inferior a 1 e abaixo desta se a densidade é superior a 1 (Lemière *et al.*, 2001).

A Fig. 113 apresenta de maneira esquemática o comportamento dos HAPs nos solos e superfícies freáticas, permitindo ilustrar a influência das propriedades intrínsecas dos hidrocarbonetos (densidade, solubilidade, volatilidade, peso volúmico, etc.) sobre o seu comportamento no solo e subsolo (Lemière *et al.*, 2001).

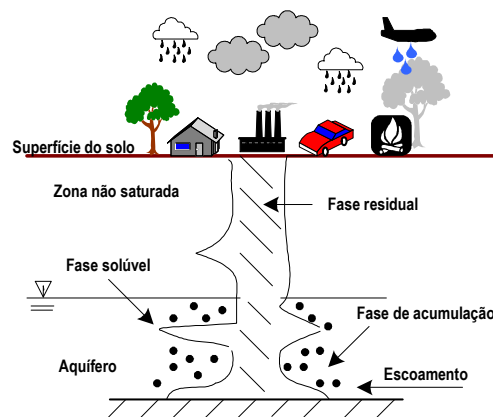


Fig. 113 - Esquema do comportamento dos HAPs nos solos e nas superfícies freáticas (modificado de Lemière *et al.*, 2001)

Preferencialmente, os componentes mais solúveis da massa de hidrocarbonetos dissolvem-se na água subterrânea acima (*na zona não saturada*) e abaixo do nível de água (*zona saturada*) (EPA, 1996).

6.6.1.5.3 Pressão vapor

A pressão de vapor define a tendência de um produto para se volatilizar ou seja passar para uma fase gasosa a partir da fase aquosa do solo ou da matéria orgânica. As tensões de vapor são moderadamente elevadas a fracas. A partir de 10^{-5} kPa, os compostos são considerados como voláteis.

A tensão de vapor de saturação dos HAPs diminui à medida que a massa molar aumenta.

6.6.1.5.4 Coeficiente de partição octanol/água (K_{ow})

O coeficiente de partição octanol/água (K_{ow}) traduz a concentração de equilíbrio de um soluto entre a fase lipofílica (octan-1-ol) e a fase hidrófila (água).

A polaridade de uma substância está directamente relacionada com K_{ow} , pelo que este coeficiente dá uma indicação sobre a sua capacidade de se fixar sobre superfícies hidrófobas. Um composto é dito não polar ou apolar se $\log K_{ow} > 4$, e polar se $\log K_{ow} < 1,5$ (Lemière *et al.*, 2001).

A polaridade de um poluente vai influenciar a maneira como ele se fixa no solo, nomeadamente sobre a matéria orgânica. Vai influenciar também o modo como é removido pela água da chuva ou extraído pelas operações de despoluição. Devido aos valores elevados de K_{ow} , os HAPs poderão ser facilmente extraídos por solventes orgânicos ou tensoactivos.

A hidrofobicidade aumenta quanto maior é o número de anéis aromáticos e a volatilidade dos HAPs de menor peso molecular. Devido às suas propriedades hidrofóbicas, os HAPs mostram uma forte tendência para serem adsorvidos nas superfícies do solo, o que dificulta a sua biodegradação.

Este coeficiente influi também sobre a biodisponibilidade dos HAPs e sobre o seu potencial de bioacumulação, permitindo estimar a migração dos HAPs através dos lípidos. Estas propriedades estão fortemente correlacionadas com a massa molar dos HAPs considerados.

Os valores de K_{ow} dos HAPs são relativamente elevados, o que indica um forte potencial de adsorção sobre as partículas minerais, mas também sobre a matéria orgânica dos solos.

6.6.1.5.5 Coeficiente de partição carbono orgânico/água (K_{oc})

O coeficiente de partição carbono orgânico/água dos solos (K_{oc}) define a distribuição de um composto entre as fases sólida e líquida de um solo. Caracteriza-se por indicar a tendência dos HAPs se ligarem à matéria orgânica do solo (Rollin *et al.*, 2005). Quanto mais elevado é K_{oc} , mais o composto tem tendência para se fixar à matéria orgânica que está presente, em proporções variáveis, nos solos.

6.6.1.5.6 Volatilização

A volatilidade de um composto orgânico é definida pela sua constante de tensão de vapor a 20 °C. A tensão de vapor é a pressão parcial de um composto na fase gasosa, em equilíbrio entre um sólido puro ou um líquido puro. Ela é função da temperatura e exprime-se em P_a . Existe uma relação entre a tensão de vapor e o ponto de ebulição de um composto orgânico: quanto menor é a tensão de vapor, mais elevado é o ponto de ebulição.

Um composto é considerado como volátil se o seu ponto de ebulição é inferior a 200 °C. Os valores de K_h (constante de Henry) correspondentes são superiores a 10.

Um composto é considerado como semivolátil se o seu ponto de ebulição está compreendido entre 200 °C e 500 °C. Os valores de K_h correspondentes são inferiores a 100; neste caso, os fenómenos de adsorção no solo têm um papel fundamental.

A volatilidade de um poluente influi no modo como este se infiltra no solo e como se liberta por evaporação.

A volatilização e a solubilização das fracções mais leves, ou seja, compostos com menor peso molecular e menor pressão de vapor, tendem a tornar a massa remanescente de hidrocarbonetos mais densa e menos móvel (EPA, 1996).

6.6.1.6 Propriedades químicas

Os HAPs classificam-se em três grupos, em função do número de anéis aromáticos que contêm e das suas massas molares (Rollin *et al.*, 2005):

- HAPs de pequenas massas molares (152-178 g/mol, 2 a 3 anéis): naftaleno, acenaftaleno, acenafteno, fluoreno, antraceno e fenantreno – solubilidade e volatilidade elevada;
- HAPs de massas molares intermédias (202 g/mol, 4 anéis): fluoranteno, pireno;
- HAPs de massas molares elevadas (228-278 g/mol, 4 a 6 anéis): benzo(a)antraceno, criseno, benzo(a)pireno, benzo(b)fluoranteno, dibenzo(a,h)antraceno, benzo(k)fluoranteno, benzo(ghi)pirileno, indeno(1,2,3-cd)pireno – de forte adsorção.

6.6.2 Identificação e caracterização das fontes de HAPs em áreas florestais queimadas

6.6.2.1 Introdução

O fogo é um fenómeno físico e químico descrito como uma reacção de combustão a temperaturas elevadas, que resulta da rápida combinação de um comburente com um combustível, caracterizando-se pela emissão de calor, luz e geralmente chamas (Statheropoulos *et al.*, 2007; Leitão, 2007). Os fogos florestais têm normalmente como comburente o oxigénio e como combustível, no caso de uma área florestal, a própria floresta, principalmente a sua componente vegetal, como o húmus, as espécies herbáceas, arbustivas e as árvores. A quantidade de combustível disponível depende do seu arranjo estrutural, distribuição de humidade no complexo-combustível e intensidade do fogo criada pelas condições meteorológicas (Fernandes *et al.*, 2002).

6.6.2.2 Fases de desenvolvimento de um fogo florestal

Leitão (2007) distingue quatro fases no desenvolvimento de um fogo florestal: (1) pré-ignição, (2) ignição, (3) combustão com chama e (4) combustão sem chama. Também Statheropoulos *et al.* (2007) identificam 4 fases no desenvolvimento de um fogo florestal e que são: (1) pré-ignição, (2) *flaming* (combustão completa com chamas), (3) *smouldering* (combustão incompleta com pequenas chamas ou sem chamas) e (4) *glowing* (combustão incandescente).

A fase *flaming* é caracterizada pela combustão com chamas altas (temperaturas de 340 °C ou maiores); a fase *smouldering*, com temperaturas mais baixas, é caracterizada pela combustão incompleta, sem chamas ou com pequenas chamas, onde a conversão pirolítica da biomassa, sem oxigénio, predomina (Radojevic, 2003; Reid *et al.*, 2005; Leitão, 2007; Statheropoulos *et al.*, 2007).

A maior parte das emissões de HAPs têm lugar durante os estágios *flaming* e *smouldering* (Radojevic, 2003). Estes dois estágios são bastante diferentes na aparência, tipo de elementos químicos envolvidos nas reacções e nos produtos emitidos.

Para simplificação de exposição distinguem-se neste relatório 5 fases de combustão no desenvolvimento de um fogo florestal representando um complexo processo de reacção em cadeia e que são: (1) pré-ignição, (2) ignição, (3) propagação, (4) combustão contínua e (5) declínio das chamas (*cf.* Fig. 114) Nestas reacções em cadeia a ignição é um processo iniciador, a propagação um processo de ramificação e a extinção um processo terminal (Leitão, 2007). As reacções começam por absorver calor, ou seja são endotérmicas (pré-ignição), mas à medida que a temperatura do combustível aumenta, a decomposição torna-se exotérmica e auto-sustentada (combustão) (Fernandes *et al.*, 2007).

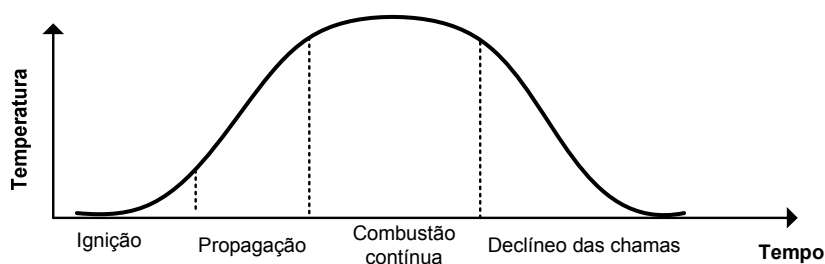


Fig. 114 - Curva típica de desenvolvimento de um fogo florestal

Para que a combustão tenha início (ignição; Fig. 114) é necessário que uma fonte de calor eleve a temperatura do combustível ao ponto de inflamação. O início da queima dos combustíveis processa-se através de reacções endotérmicas, definidas como de *pré-aquecimento* e *pirólise*. A pirólise é um processo de degradação térmica, provocando a

decomposição química por acção do calor durante as quais os materiais lenhosos situados além da frente das chamas são aquecidos, desumidificados e parcialmente destilados (Leitão, 2007).

A *ignição* corresponde ao processo transitório que conduz à combustão (Leitão, 2007), ou seja a ignição é o processo de pôr a arder o combustível (Fernandes *et al.*, 2007). Quando uma fonte de calor é aplicada ao combustível, componentes como óleos essenciais e água são volatilizados e os hidratos de carbono (essencialmente celulose) começam a decompor-se, produzindo gases inflamáveis (Fernandes *et al.*, 2007), dando-se a combustão dos produtos da *pirólise* (gases e vapores) em contacto com o ar (Statheropoulos *et al.*, 2007). Os produtos são aquecidos até ao ponto de ignição (e.g. chamas na frente de fogo), atingindo temperaturas na ordem dos 325-350 °C. Carvalho (2005) refere que a ignição se dá quando se iniciam reacções exotérmicas (a combustão) com libertação das substâncias voláteis, de onde resulta vapor de água e anidrido carbónico (CO), como produtos da reacção. Se essa combustão não for completa (deficiência de oxigénio), uma parte das substâncias voláteis condensar-se-á sem arder, formando gotículas sólidas ou líquidas que ficam em suspensão no ar, constituindo o fumo. Quando a combustão é incompleta ocorre a formação de CO, hidrocarbonetos e outros gases. A duração desta fase está condicionada fundamentalmente pela qualidade e quantidade do material combustível. Nesta fase a combustão activa-se rapidamente transmitindo-se aos combustíveis vizinhos (*propagação*). O processo de propagação é contínuo, correspondendo a uma elevação gradual da temperatura na zona do fogo. Os combustíveis finos dominam a propagação do fogo e as características das chamas. Os materiais grosseiros, mesmo quando envolvidos na combustão, pouco contribuem para a frente das chamas (Fernandes *et al.*, 2002).

A *combustão*, por sua vez, é o processo auto-sustentado de oxidação do combustível, com libertação de energia que se sucede à ignição (Fernandes *et al.*, 2007). O calor libertado pela reacção de combustão acelera a taxa de formação de produtos da pirólise, produzindo grandes quantidades de gases, que se oxidam, incrementando a combustão (Statheropoulos *et al.*, 2007). Durante esta fase a temperatura mantém-se praticamente constante e no seu ponto máximo. É comum existir combustível ainda em grande quantidade, sendo o fogo controlado pela quantidade de oxigénio disponível. Nesta fase a zona mais activa da reacção, a chama, leva à oxidação completa ou parcial dos voláteis. A combustão liberta muitos gases, aglomera outros (que têm maior massa molar), produzindo a fuligem, e condensa outros, produzindo alcatrões e líquidos. O fumo que se observa a sair da zona de reacção é constituído por vapor de água condensado e partículas sólidas. Um fumo branco pode dever-se à elevada humidade presente no combustível ou significa que a combustão é completa, enquanto um fumo preto indica que a combustão é incompleta (Leitão, 2007).

Numa combustão com chama, a zona da chama é especialmente importante, por ser o local do fogo onde a actividade química é mais intensa e complexa.

A combustão sem chama, ou incandescente (*glowing*), começa quando a maior parte das substâncias voláteis foi expelida da componente celulósica do combustível, restando apenas um invólucro carbonoso (Reid *et al.*, 2005; Leitão, 2007). À medida que o combustível vai sendo consumido, as chamas vão diminuindo de intensidade e conseqüentemente a taxa de libertação de calor diminui. Os gases continuam a ser produzidos pelo processo da *pirólise*, mas a taxa de emissão de voláteis e as temperaturas não são suficientemente elevadas para manter a combustão (Johnson, 1999 *in* Statheropoulos *et al.*, 2007). Nesta fase a maioria dos gases voláteis foram queimados e o oxigénio em contacto com a superfície do combustível carbonizado. Assim que o combustível é oxidado, arde com características incandescentes até que a temperatura seja reduzida de tal forma que a combustão não pode continuar, ou até que o material combustível seja consumido.

6.6.2.3 Emissão de substâncias contaminantes pelos fogos florestais

6.6.2.3.1 Introdução

Os fogos florestais são tidos como fonte importante de libertação de gases quimicamente activos e material particulado. Durante a combustão incompleta, poluentes gasosos e partículas sólidas são emitidos, ao mesmo tempo que vários compostos são libertados, quer na fase sólida (fuligem, cinzas), quer na fase gasosa (fumo, emissão de partículas) e em líquidos condensados (Kemal *et al.*, 2001; Graham *et al.*, 2002; Alcanzare, 2002; Reid *et al.*, 2005).

6.6.2.3.2 Composição do fumo

O fumo resultante da combustão de biomassa florestal é um sistema coloidal composto por uma mistura de partículas sólidas ou líquidas (*material particulado*) suspensas no ar (*aerossol*), apresentando-se as dimensões das partículas predominantemente na faixa submicrométrica (Johnson, 1999 *in* Statheropoulos *et al.*, 2007).

A matéria orgânica constitui a fracção principal de aerossóis no fumo, contabilizando 90% da massa total do aerossol, numa mistura altamente complexa de compostos, cobrindo uma larga escala de estruturas moleculares, de propriedades físicas e de reactividades. Basicamente, o fumo com origem nos fogos contém vapor de água, gases, VOC (*Compostos Voláteis Orgânicos*) como os hidrocarbonetos, SVOC (*Compostos Semi-Voláteis Orgânicos*), por exemplo os HAPs e partículas. Nos gases estão incluídos o CO₂, CO e compostos de azoto (NO_x e NO₂). Também são encontrados óxidos de enxofre SO_x (especialmente SO₂) e NH₃. No caso do enxofre, devido ao seu baixo teor na biomassa, estas emissões são em muitos casos desprezadas (Pinto *et al.*, 1998; Schauer *et al.*, 2001 Statheropoulos *et al.*, 2007). Algumas das emissões gasosas causam efeitos locais, regionais e globais, tais como: chuva ácida (SO₂ e NO_x), efeito estufa (CO₂, CH₄ e NO₂) e rarefacção da camada de ozono (SO₂ e NO_x).

6.6.2.3.3 Origem e distribuição de HAPs na atmosfera

Os HAPs presentes na atmosfera têm origem na combustão (natural e antropogénica) e volatilização (solo, vegetação e outras superfícies), estando distribuídos entre as fases gasosa e particulada. A sua concentração em cada uma das fases depende das condições atmosféricas – tais como a temperatura e a humidade relativa (Maliszewska-Kordybach, 1999; Vione *et al.*, 2004; Keshtkar *et al.*, 2006) – e da precipitação e peso molecular dos compostos (Conde *et al.*, 2005).

Os HAPs são emitidos principalmente na forma gasosa, mas uma porção significativa, como os HAPs mais pesados, estão associados às partículas finas carbonadas. O naftaleno, o fenantreno, o antraceno e o pireno são encontrados na fase gasosa, o benzo(a)antraceno e o criseno dividem-se entre a fase particulada e gasosa enquanto que o benzo(b)fluoranteno, o benzo(k)fluoranteno, o benzo(a)pireno, o indeno(1,2,3-c,d)pireno e o benzo(g,h,i)pirileno se encontram preferencialmente na fase de partículas (Conde *et al.*, 2005).

Os HAPs com cinco anéis, caracterizados por uma temperatura elevada de condensação, são transportados por via aérea, adsorvidos nas partículas. De baixa mobilidade, estes HAPs estão sujeitos à deposição rápida e retenção perto da fonte (Maliszewska-Kordybach, 1999). Os hidrocarbonetos com 4 anéis (como o pireno e o fenantreno) pode ser encontrados em ambas as fases, sendo mais susceptíveis à influência dos factores ambientais.

6.6.2.3.4 Níveis de concentração de HAPs no fumo

Vários estudos têm mostrado (Vasconcellos *et al.*, 1998; Schauer *et al.*, 2001) que durante a combustão de biomassa em atmosfera redutora são libertados *Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos* (HAPs). Os HAPs, de baixo peso molecular (2 a 4 anéis) compõem 80 a 90% das emissões. Níveis elevados de naftaleno, acenaftileno, fenantreno, fluoranteno e pireno foram detectados, enquanto HAPs como o benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, benzo(a)-pireno, e dibenzo(a,h)antraceno são libertados em baixas concentrações.

Os compostos de HAPs observados no fumo resultante da queima de troncos (resíduos de madeira) e de agulhas de pinheiro em laboratório incluem as seguintes espécies: antraceno, antantrenodibenzopireno, benz[a]antraceno, 1,2-benzantraceno benzo(a)fluoranteno, benzo(a)-pireno, benzo(e)pireno, benzo(b,j,k)orantenos, benzofluoranteno, benzo(ghi)fluoranteno, benzo[ghi]perileno, criseno, metilantracenos, dibenzantraceno dibenzfenantrenos, fluoranteno, indenopireno, fenantreno, perileno e pireno.

Os compostos de HAPs sintetizam-se a partir de fragmentos de carbono em grandes estruturas moleculares, em ambientes com baixo conteúdo em oxigénio como os que ocorrem no interior das chamas, na região rica em combustível. Se a temperatura não é adequada para que os compostos se decomponham ao sair de chama, libertam-se para a atmosfera,

condensam-se ou adsorvem-se na superfície das partículas. Sabe-se que muitos sistemas de combustão produzem compostos de HAPs, sendo que a queima de combustíveis florestais é considerada uma das suas fontes. A taxa de emissão de HAPs é muito mais elevada num intervalo de temperatura de 500 a 800 °C.

Conde *et al.* (2005) concluíram que as quantidades médias de HAPs encontradas em 76 amostras de fumo produzido pela combustão em laboratório de 4 tipos de biomassa combustível (madeira de pinheiro, agulhas de pinheiro, peras Prickley, casca de amêndoa) são condicionadas pelo tipo de matéria vegetal queimada e pelo recipiente usado na queima, porque estes factores influenciam a quantidade de monóxido de carbono e, em menor grau, a temperatura do processo de combustão.

No Quadro 77 podem observar-se valores médios de HAPs encontrados por Conde *et al.* (2005) em amostras de fumo produzidas pela combustão de troncos e agulhas de pinheiro. Nas diferentes amostras analisadas observa-se que os três HAPs mais abundantes são o naftaleno, o acenaftileno e o fenantreno. Segundo os mesmos autores quando a temperatura ou a concentração de CO diminui, a quantidade de HAPs decresce consideravelmente e, além disso, o tipo de combustão utilizado torna-se menos importante.

Quadro 77 – Valores médios ($\mu\text{g m}^{-3}$) de HAPs analisados em amostras de fumo produzido pela combustão de madeira e agulhas de pinheiro

Elemento	Madeira de pinheiro	Agulhas de pinheiro
	($\mu\text{g m}^{-3}$)	($\mu\text{g m}^{-3}$)
Naftaleno	707	694
Acenaftileno	178	128
Acenafteno	25	16
Fluoreno	111	78
Antraceno	51	28
Fenantreno	233	126
Fluoranteno	27	24
Pireno	22	22
Benzo(a)antraceno	22	16
Criseno	19	10
Benzo(a)pireno	14	10
Benzo(b)fluoranteno	22	17
Dibenzo(a,h)antraceno	n.d.	n.d.
Benzo(k)fluoranteno	n.d.	n.d.
Benzo(ghi)pirileno	4	3
Indeno(1,2,3-cd)pireno	6	2

Os resultados são obtidos em condições normais (25 °C e 1 atm.); n.d. - não detectado

Fonte: Conde *et al.*, 2005

Em todo o caso, apesar da grande variabilidade de HAPs produzidos pela queima de matéria vegetal, o processo de combustão deve ocorrer de tal maneira que os mecanismos que regulam a formação dos diferentes HAPs durante a *pirólise* e a *pirossíntese* sejam basicamente os mesmos. Independentemente do material a ser queimado, verifica-se que a uma

determinada temperatura os HAPs formados são semelhantes. Deste modo, o tipo de HAPs formado parece depender mais das condições de combustão do que do tipo de material.

Em geral, o naftaleno e os derivados alquilados são favorecidos na formação de HAPs, e representam mais de 85% do total de hidrocarbonetos no fumo. Os HAPs com três anéis representam 11% a 39%. Na formação progressiva de HAPs, os constituídos com quatro anéis representam 3% a 16% do total. A correlação elevada entre o naftaleno e os diferentes tipos de HAPs indica que o naftaleno é um precursor de outros HAPs, e também que a sua concentração constitui um índice que pode ser usado para estabelecer um índice total de HAPs no fumo formado pela combustão de biomassa.

6.6.2.3.5 Taxas de emissão de HAPs

Estudos desenvolvidos por Schauer *et al.* (2001) tiveram como objectivo avaliar a emissão de compostos orgânicos pela combustão de madeira de pinho, carvalho e eucalipto e determinar os perfis de compostos orgânicos das emissões para cada tipo de madeira, incluindo os *Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos* (HAPs).

No Quadro 78 são apresentados os resultados das taxas de emissão individuais de alguns compostos orgânicos analisados na combustão dos três tipos de madeira.

Pode verificar-se neste quadro que as taxas de emissão do fenantreno e do antraceno no conjunto das três amostras foram em média 11,2 e 2,5 mg kg⁻¹, respectivamente. O metil- e o dimetil- homólogos destes HAPs foram emitidos em quantidades significativas, com taxas de emissão de 7,6 e 2,2 mg/kg.

Quadro 78 – Taxas de emissão de compostos orgânicos (mg/kg de madeira queimada) (Schauer *et al.*, 2001)

	Pinheiro		Carvalho		Eucalipto	
	Fase gasosa	Fase partículas	Fase gasosa	Fase partículas	Fase gasosa	Fase partículas
n-alcanos						
Metano	4120		n.d.		n.d.	
Etano	428		n.d.		n.d.	
Propano	169		n.d.		n.d.	
Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos aromáticos (HAPS)						
Benzeno	383		n.d.		n.d.	
Tolueno	158		n.d.		n.d.	
Etilbenzeno	22,9		n.d.		n.d.	
O-xileno	18,1		n.d.		n.d.	
Naftaleno	227		n.d.		n.d.	
2-metilnaftaleno	15,0		9,61		5,69	
Dimetilnaftaleno	13,8		11,5		7,24	
Acenaftileno	18,6		10,8		9,99	
Acenafteno	2,02		1,15		0,893	
Fluoreno	4,44		3,83		2,61	

	Pinheiro		Carvalho		Eucalipto	
	Fase gasosa	Fase partículas	Fase gasosa	Fase partículas	Fase gasosa	Fase partículas
Fenantreno	15,7	0,673	9,19	0,0695	8,14	0,0683
Antraceno	3,44	0,228	2,13	0,0230	1,76	0,0061
3-metilfenantreno	1,21	0,289	0,983	0,054	0,802	
2-metilfenantreno	1,86	0,412	1,31	0,088	1,00	
2-metilantraceno	1,06	0,298	0,680	0,035	0,517	
9-metilfenantreno	1,50	0,466	1,22	0,065	0,881	
Fluoranteno	3,05	3,95	3,61	1,20	3,75	0,509
Acefenantrileno	0,961	1,88	1,16	0,575	1,35	0,292
Pireno	1,87	3,78	2,40	1,23	2,70	0,585
Benze(ghi)fluoranteno	0,082	0,838	0,048	0,419	0,007	0,354
Benzo(a)antraceno		1,22		0,630	0,032	0,533
Benzo(k)fluoranteno		0,671		0,303		0,286
Benzo(b)fluoranteno		0,790		0,400		0,327
Benzo(j)fluoranteno		0,466		0,073		0,121
Benzo(e)pireno		0,459		0,231		0,212
Benzo(a)pireno		0,712		0,254		0,301
Pirileno		0,111		0,019		0,020
Indeno(1,2,3-cd)fluoranteno		0,224		0,018		0,010
Indeno(1,2,3-cd)pireno		0,518				0,168
Benzo(ghi)pirileno		0,437				0,173

6.6.3 Concentração e distribuição de HAPs no solo

6.6.3.1 Introdução

Embora se saiba que os HAPs se formam durante o processo de combustão e concentrações elevadas destes poluentes fossem encontradas nas emissões e nas partículas emitidas pelos fogos, existe muito pouca investigação sobre a presença de HAPs nas cinzas e solos florestais (Rey-Salgueiro *et al.*, 2004), bem como a forma pela qual os hidrocarbonetos existentes nos solos são afectados pelos fogos florestais ou pelas cinzas (Falcón *et al.*, 2006). Uma das hipóteses que se coloca é a de que o aumento do pH do solo a seguir a um incêndio incrementa a dissolução da matéria orgânica e, como tal, a mobilização e redistribuição dos HAPs no solo associados à matéria orgânica.

Vários autores referem que os HAPs se encontram presentes na maioria dos solos devido à sua ubiquidade e persistência nos diferentes ecossistemas. Devido às elevadas taxas de deposição e intercepção, os solos das florestas recebem inputs particularmente elevados de contaminantes orgânicos da atmosfera, que se acumulam principalmente na camada orgânica (Wilcke, 2000; Rey-Salgueiro *et al.*, 2004). Uma vez emitidos na atmosfera, os HAPs podem depositar-se sob a forma seca (*vapor ou particulada*) ou húmida (*precipitação sob a forma dissolvida ou particulada*) sobre os recursos hídricos e solos.

Os *Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos* (HAPs) formados durante o processo de combustão ficam adsorvidos nas partículas de cinzas, as quais constituem um importante meio

de transporte de poluentes orgânicos, através dos poros do solo, para os sistemas aquáticos. A adsorção de HAPs nas partículas de cinzas tem uma importante implicação no transporte e destino final no meio ambiente (Low *et al.*, 1988).

Os teores de HAPs vinculados a fontes naturais como os incêndios florestais são da ordem de 0,1 a 1 mg/kg de solo, para a soma dos 16 HAPs considerados como poluentes pela US EPA. Os solos das florestas, geralmente ricos em matéria orgânica, apresentam valores um pouco mais elevados, da ordem de 10 mg/kg. Verifica-se também que os teores em HAPs são 2 a 6 vezes superiores nos solos de terrenos arborizados relativamente aos que se encontraram em terrenos nus; esta diferença pode ser atribuída à síntese e/ou à acumulação da poluição atmosférica pela vegetação (Rollin *et al.*, 2005). Wilcke (2000) refere também que as concentrações individuais de HAPs nos solos, produzidos por processos naturais como fogos florestais e emissões vulcânicas, foram estimados numa escala 1 - 10 mg/kg.

6.6.3.2 Origem dos HAPs nos solos

Com base no peso molecular, os HAPs podem ser divididos em dois grupos: aqueles com **baixas massas moleculares**, que possuem dois ou três anéis aromáticos (*petrogénicos*) e os com **massas moleculares elevadas** (*pirotécnicos*), compostos por quatro a seis ou sete anéis aromáticos (Zunzum *et al.*, 2002).

A possível origem dos HAPs nos solos pode ser avaliada através de rácios (índices geoquímicos) calculados entre compostos individuais de HAPs (Olivella *et al.*, 2006; Yunker *et al.*, 2002). A utilização dessas razões está baseada na temperatura de formação dos HAPs, tendo-se em conta a estabilidade química individual de cada composto (Meire *et al.*, 2007). Yunker *et al.* (2002) referem que a contribuição de HAPs derivados de combustão antropogénica (fogos florestais) é normalmente inferida pelo aumento na proporção de compostos menos estáveis termodinamicamente, quando comparados com compostos mais estáveis. Os HAPs com massa molecular 202 (pireno e fluoranteno) e (benzo(g,h,i)perileno, indeno(1,2,3cd)pireno) são bons indicadores, por exemplo, na distinção entre fontes de origem petrogénicas vs. pirolíticas. Também os HAPs com massa molecular 178 são usados para distinguir entre origens petrogénicas e pirolíticas (Yunker *et al.*, 2002; Olivella *et al.*, 2006; Fronza, 2006). Por outro lado Brito *et al.*, 2006 citado por Meire *et al.* (2007), referem que massas moleculares de 228 (i.e. criseno e benzo(a)antraceno) e 278 (i.e. dibenzo(a,h)antraceno) têm baixa capacidade como indicadores de origem. A razão *fenantreno/antraceno* (**Fenan/Antrac**) é utilizada para identificar as origens de HAPs. O fenantreno é termodinamicamente mais estável que o antraceno e ocorre em maior concentração no petróleo, enquanto que o antraceno é normalmente associado a fontes pirolíticas, como incêndios florestais. Valores acima de 10 indicam *origens petrogénicas* e abaixo de 10 fontes *pirogénicas*. A razão *fluoranteno/pireno* (**FI/PI**) estabelece a temperatura de combustão. Valores maiores que 1 indicam uma combustão com alta temperatura (*pirolítica*), enquanto valores abaixo de 1 indicam que a combustão ocorreu a temperaturas mais baixas (Veiga,

2003). O fluoranteno é termodinamicamente menos estável que o pireno e a predominância de fluoranteno sobre pireno nos solos é classicamente atribuída a origens pirolíticas com altas temperaturas de combustão (Veiga, 2003). O rácio fluoranteno (massa molecular 202) por fluoranteno mais pireno ($FI/FI+Pi$) com valor igual a 50 define o ponto de transição *petrogénico/pirolítico* (Budzinski *et al.*, 1997 citados por Yunker *et al.*, 2002). A razão $FI/FI+Pi$ toma valores acima de 50 para fontes petrogénicas e abaixo de 50 para as fontes pirogénicas.

O Quadro 79 sintetiza alguns dos rácios geoquímicos usados na avaliação da origem dos HAPs neste relatório.

Quadro 79 – Rácios geoquímicos utilizados na avaliação da origem dos HAPs

Rácios geoquímicos	Origem
$FI/FI+Pi < 0,4$	Petrogénica*
$FI/FI+Pi$ entre [0,4; 0,5]	Pirolítica*: combustão de petróleo
$FI/FI+Pi > 0,5$	Pirolítica*: combustão de carvão, vegetação, madeira
$FI/Pi < 1$	Petrogénica*
$FI/Pi > 1$	Pirolítica*: combustão de carvão, vegetação, madeira
$BaA/BaA+Cri < 0,2$	Petrogénica*
$BaA/BaA+Cri$ entre [0,2; 0,35]	Mistura de fontes*
$BaA/BaA+Cri > 0,35$	Pirolítica*
$BaA/Cri \leq 0,4$	Petrogénica*
$BaA/Cri > 0,9$	Pirolítica*: combustão de carvão, vegetação, madeira
$Fe/An > 15$	Petrogénica*
$Fe/An < 10$	Pirolítica*: combustão de carvão, vegetação, madeira
$An/An+Fe < 0,1$	Petrogénica*
$An/An+Fe > 0,1$	Pirolítica*
FI = Fluoranteno; Pi = Pireno	* Yunker <i>et al.</i> , 2002
BaA = Benzo(a)antraceno; Cri = Criseno;	Fe = Fenantreno; An = Antraceno

6.6.4 Outros elementos químicos originados pelos fogos florestais

6.6.4.1 Introdução

O objectivo da análise de outros parâmetros químicos nos solos e nas águas de áreas sujeitas a fogos florestais foi, em complemento ao estudo dos HAPs apresentado e cujos resultados para as áreas ardidas estudadas se enunciam no subcapítulo 6.7., identificar que outros parâmetros poderiam ser alterados pelos incêndios florestais, alteração essa que posteriormente se reflectiria na qualidade dos solos e águas da bacia hidrográfica.

Procurou-se analisar a origem dessas alterações, isto é, se são resultantes da própria produção de cinzas ou da alteração da estrutura e das condições de equilíbrio do solo, induzidas pelo fogo. Foram analisados os meios para os quais essas alterações se manifestaram com maior intensidade (cinzas, solos, águas subterrâneas e águas superficiais), as concentrações observadas e a duração das mesmas.

Os trabalhos de Bitner *et al.* (2001) e de Ranalli (2004) constituem uma importante síntese de diversos trabalhos científicos publicados sobre os efeitos dos fogos na qualidade das águas. O primeiro é relativo a um vasto conjunto de elementos químicos encontrados nas águas, enquanto que o segundo se concentra apenas em alterações na concentração de nutrientes e apenas em águas superficiais. A secção seguinte apresenta uma breve síntese da teoria desses dois trabalhos, de modo a enquadrar e justificar a selecção dos parâmetros monitorizados neste estudo, bem como a melhor compreender os resultados obtidos.

6.6.4.2 Relevância da alteração da qualidade da água em fogos florestais

Os efeitos dos fogos florestais na alteração da qualidade da água dependem da forma como as características do fogo (frequência, intensidade, duração e abrangência espacial) interagem com as características da bacia hidrográfica (clima, topografia, tipo de solo, geologia, ocupação do solo e percentagem de vegetação queimada). Segundo Ranalli (2004), os efeitos são mais acentuados para os seguintes casos:

- fogo com elevada severidade, que permita queimar grandes quantidades de matéria orgânica;
- ventos fortes durante o fogo;
- precipitação elevada após o incêndio;
- relevos acentuados na bacia hidrográfica;
- solos com baixa capacidade de troca catiónica.

Além das consequências directas dos incêndios na alteração da qualidade da água, a formação de uma camada orgânica hidrofóbica no solo é responsável pela diminuição da capacidade de infiltração deste e pelo conseqüente aumento do escoamento e das substâncias dissolvidas na água superficial.

As interacções entre as características do fogo e a bacia hidrográfica onde se insere são complexas e muito variáveis, levando inclusive a que diferentes fogos numa mesma bacia possam produzir efeitos muito díspares na qualidade da água. Não obstante, os diferentes estudos realizados sobre esta temática apresentaram efeitos similares no que diz respeito a alterações físico-químicas dos solos e das águas; uma tentativa de sistematização destas alterações é apresentada no Quadro 80, onde se referem as alterações para os principais elementos inorgânicos e metais. Neste trabalho não se referem os radionuclídeos do céσιο, cloreto e iodo, que também são apontados no trabalho elaborado por Bitner *et al.* (2001).

O aumento do carbono, ou de matéria orgânica, nas águas de escorrência após um incêndio, resulta da própria queima de matéria vegetal, pelo que depende do grau e da intensidade do fogo. Por outro lado, poderá haver alguma diminuição da quantidade de carbono no solo como resultado da combustão da matéria orgânica do solo superficial. Excesso de carbono orgânico dissolvido (COD) constitui um problema para as ETA, por causa da potencial formação de trihalometanos através da aplicação de cloro à matéria orgânica dissolvida. A

reacção do COD com o cloro também pode causar a diminuição do cloro residual nos sistemas de distribuição.

Quadro 80 – Síntese das alterações da qualidade dos solos e águas como resultado de fogos florestais

PARÂMETRO	ALTERAÇÃO VERIFICADA	ORIGEM
Carbono (C ou MO)	Solos: ↑ e ↓; Água: ↓	Cinza e queima do solo
Cálcio (Ca)	Solos e água: ↓	Cinza e solo
Magnésio (Mg)	Solos e água: ↓	Cinzas
Sódio (Na)	Solos: ↓ e ↔	-
Potássio (K)	Solos: ↓ e ↓; água: ↓	Cinzas e solo
Azoto (N)	Solos: ↓ (fogos baixa intensidade) e ↓ (fogos intensos); Água: ↓ e ↓	Cinzas
Sulfato (SO ₄)	Solos e água: ↔	-
Fósforo (P)	Solos e água: ↓	Cinzas
Manganés (Mn)	Solos e água: ↓	Cinzas de resinosas; quebra de complexos orgânicos de Mn do solo
Cobre (Cu)	Solos: ligeiro ↓	Mobilizado pela queima
Zinco (Zn)	Solos: ligeiro ↓	Mobilizado pela queima

NOTA: ↑ aumento da concentração; ↓ diminuição da concentração; ↔ concentração sem alterações

O aumento de catiões (Ca, Mg, K e, em alguns casos, Na) nas águas de escorrência de áreas queimadas tem origem nas cinzas e nos solos superficiais. Este aumento (de cerca de 4 a 5 vezes, segundo alguns autores) faz-se sentir principalmente no primeiro ano após o incêndio. Nos anos seguintes observa-se uma diminuição das concentrações por diluição com a precipitação. Os catiões nas cinzas aparecem sob a forma de óxido (e também de carbonato para o caso do Ca), pelo que a sua migração depende muito das condições de pH do meio e da capacidade de troca catiónica dos solos. Efectivamente os elementos que aparecem sob a forma de óxidos são solúveis na água, podendo infiltrar-se para camadas mais profundas do solo até atingir a zona saturada, mas os carbonatos apenas são solúveis em condições de pH baixo, condições geralmente opostas às existentes em áreas ardidadas. No caso do K há ainda registos de decréscimos nas suas concentrações devido à sua retenção por parte das plantas sobreviventes ao incêndio.

O incremento de azoto nas águas, em geral sob a forma de nitrato ou de amónia, como resultado de incêndio, foi registado em diversos casos de estudo, dependendo este incremento da intensidade e duração do fogo. O oposto também foi reportado. Em geral o aumento de concentração em N é atribuído à diminuição da sua retenção pelo coberto vegetal extinto pelo fogo. A diminuição é atribuída a casos onde se registam incêndios de grande intensidade, com volatilização do azoto do solo e, conseqüentemente, o seu desaparecimento.

As alterações nas concentrações em sulfatos têm-se revelado inconclusivas, por vezes com registos de ligeiros aumentos sem significado.

Tem sido observado um aumento na concentração de P nos solos e nas águas de áreas ardidadas, que é atribuído à sua mobilização pela queima, à redução das necessidades biológicas e dos processos de precipitação e fixação químicas do fósforo solúvel inorgânico. A presença

de P nas águas é baixa na medida em que a sua propensão para ser lixiviado é pequena.

A presença de metais pesados em áreas ardidas, entre os quais o Mn, é atribuída às cinzas, em particular àquelas resultantes de plantas resinosas, como as agulhas de pinheiros. Outros autores sugerem ainda que os incêndios criam condições favoráveis à mobilização de complexos de metais ligados à matéria orgânica do solo e à mobilização das formas reduzidas do metal. O Cu e Zn são outros dois metais pesados referidos como sendo mobilizáveis pelos processos de queima.

6.6.5 Valores orientadores para a gestão da qualidade dos solos e das águas subterrâneas e superficiais

6.6.5.1 Legislação portuguesa

A análise dos resultados obtidos é efectuada com base na legislação vigente. De acordo com o Decreto-Lei 306/2007, de 5 de Setembro, relativo à qualidade da água destinada ao consumo humano, a soma da concentração de apenas quatro HAPs (benzo(b)fluoranteno, benzo(k)fluoranteno, benzo(g,h,i)perileno e o indeno[1,2,3-cd]pireno) não pode exceder o valor de 0,10 µg/l.

6.6.5.2 Legislação canadiana, holandesa e americana para solos e águas subterrâneas

Para o caso dos solos e dos hidrocarbonetos individualmente presentes nas águas, como em Portugal não existem limites estabelecidos, foram utilizados os valores de referência da legislação canadiana, legislação esta que foi adoptada pelo Instituto dos Resíduos em Portugal, da legislação holandesa e da legislação americana. Na Holanda, a legislação em vigor define dois parâmetros: o valor guia e o valor que implica intervenção. Este último valor indica a qualidade para a qual a funcionalidade do solo ou água, para utilização humana, animal ou vegetal, está seriamente comprometida. O valor guia indica os requisitos de qualidade necessários para a sustentabilidade do solo e águas em termos do seu uso para a vida humana, de animais e de plantas. A legislação do Canadá define um conjunto de valores-limite atendendo ao uso actual e posterior do solo (agricultura, uso residencial ou para parques, uso industrial ou comercial).

A identificação pela "*National Priorities List*" de alterações qualitativas e quantitativas, introduzidas no ambiente em diversas áreas dos Estados Unidos, em resultado da actuação das diferentes actividades sócio-económicas, indústria, agricultura, pecuária e contaminação por efluentes domésticos, levou a que em 1991 a Agência de Protecção Ambiental Americana, EPA, desenvolvesse um estudo técnico e científico, com objectivo de: (1) identificar metodologias para apoio à identificação dos impactes ambientais; (2) atribuição de valores às alterações ambientais, como resultado da sua interpretação e caracterização (EPA, 1994 e EPA, 1996a).

Em 1994, a EPA desenvolveu uma metodologia de avaliação do risco de contaminação em solos “*Soil Screening Framework*” (SSF), com base em valores guia de substâncias contaminantes para solos: os “*Soil Screen Levels*” (SSL's).

O cálculo do SSL de um contaminante no solo baseia-se no risco máximo aceitável. O critério utilizado pela EPA define que o nível aceitável de um contaminante no solo é aquele no qual existe um risco máximo de cancro de 10^{-6} , para as substâncias carcinogénicas.

Com base na metodologia SSL's, a estimativa da concentração do poluente nas águas subterrâneas tem em conta *Factores de Diluição/Atenuação (DAF)*, considerando que os contaminantes presentes na solução do solo estão sujeitos a processos físicos, químicos e biológicos que tendem a diminuir a concentração que chega às águas subterrâneas. No entanto, apenas o processo físico de diluição é tido em conta, uma vez que não se conhece o comportamento dos processos biogeoquímicos no solo para a maioria dos contaminantes. Em locais com o nível do aquífero freático muito profundo, a EPA sugere o uso de modelos de transporte de massa.

Utiliza-se o **DAF** para calcular a concentração aceitável na solução do solo, a partir de uma concentração aceitável na água subterrânea. Assim, se a concentração aceitável (padrão de qualidade) de um dado contaminante na água subterrânea for 0,05 mg/l e o factor de *Atenuação/Diluição* for 10, então a concentração aceitável na solução do solo será 0,5 mg/l.

Segundo a metodologia do SSL's, o **DAF** pode ser calculado pela seguinte fórmula:

$$DAF = 1 + \left(\frac{K.i.d}{I.L} \right) \quad \text{Eq. 15}$$

sendo que K é a condutividade hidráulica do aquífero (m/ano); i o gradiente hidráulico (m/ano); d a profundidade da zona de mistura (m); I a taxa de infiltração (m/ano) e L a extensão da fonte de contaminação, paralela com o fluxo da água subterrânea (m).

No Quadro 81 apresenta-se, para um cenário hipotético, os SSL's genéricos determinados pela EPA. O SSL foi calculado separadamente para as vias de exposição ingestão de solo e inalação e para níveis de migração para as águas subterrâneas, considerando os factores de diluição **DAF** = 1 (ou seja, sem diluição) e **DAF** = 20 (a concentração na água subterrânea é 20 vezes menor que na solução do solo).

Quadro 81 – Legislação Canadiana, Holandesa e Americana para solos e águas subterrâneas

Parâmetro	SOLOS					ÁGUAS SUBTERRÂNEAS			SOLOS		Migração para água subterrânea	
	Legislação Canadiana: Critérios para reabilitação			Legislação holandesa		Legislação canadiana	Legislação holandês		Legislação americana		Legislação americana	
	Uso agrícola	Uso residencial	Uso industrial	Objectivo	Intervenção	Potabilidade	Objectivo	Intervenção	Ingestão de solos		DAF 20	DAF 1
									residencial	industrial		
mg/Kg					µg/l			mg/Kg		mg/kg		
Acenafteno	15	15	15			20			3,4	37	570	29
Acenaftileno	100	100	130			310						
Antraceno	28	28	28			0,01			23	180	12	590
Benzo(a)antraceno	6,6	6,6	6,6			0,2			0,6	2	2	0,08
Benzo(ghi)pirileno	40	40	40			0,2						
Benzo(a)pireno	1,2	1,2	1,9			0,01	0,001	0,05	0,06	0,2	8	0,4
Benzo(b)fluoranteno	12	12	18			0,2			0,6	2	5	0,2
Benzo(k)fluoranteno	12	12	18			0,2	0,001	0,05	6	23	49	2
Criseno	12	12	17			0,5	0,002	0,05	62	230	160	8
Dibenzo(a, h)antraceno	1,2	1,2	1,9			0,2			0,06	0,2	2	0,08
Fluoranteno	40	40	40			13	0,005	1	2,3	24	4,3	210
Fluoreno	340	340	340	1	40	280			2,3	24	560	28
Indeno(1,2,3-cd)pireno	3,8	3,8	3,8			2,5	0,0004	0,05	0,6	2	14	0,7
Naftaleno	4,6	4,6	4,6			21	0,1	70	1,1	12	84	4
Fenantreno	40	40	40			63	0,02	5				
Pireno	250	250	250			40			1,7	18	4,2	210

6.7 Resultados obtidos e sua interpretação

6.7.1 Introdução

Nas secções anteriores apresentou-se uma revisão bibliográfica na qual se pretendeu dar relevância ao estudo dos *Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos* (HAPs) em áreas florestais sujeitas a fogos, apresentando noções fundamentais sobre o problema da poluição por hidrocarbonetos dos solos e das águas, assim como as origens, as características e os efeitos dessa contaminação.

Nesta secção analisam-se e discutem-se os resultados dos trabalhos de campo e de laboratório do estudo que neste relatório se tem vindo a apresentar. Pretende-se em especial verificar a presença de *Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos* (HAPs) em amostras de solos e águas provenientes de áreas onde ocorreram fogos florestais e relacionar a presença ou ausência desses poluentes nessas áreas com as espécies florestais aí existentes, e.g., pinheiro (*Pinus pinaster* Aiton) e eucalipto (*Eucalyptus globulus* Labill) e com base nos resultados das análises químicas obter uma avaliação do potencial de contaminação que os HAPs resultantes dos incêndios podem representar para os solos e consequentemente para os recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

Neste caso, o estudo recai com especial acuidade sobre uma área queimada a 4 de Agosto de 2006, envolvente a Penhascoso, iniciando-se a sua monitorização cinco dias após a ocorrência do fogo florestal.

Para tal foram escolhidos 8 pontos de amostragem de água, sendo 1 numa charca, 2 em ribeiras, 3 em poços existentes, 1 num talhão de escoamento directo e 1 num furo de abastecimento de água (cf. Secção 6.5.3.3.).

Não foi detectada a presença de *Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos* (HAPs) nas amostras de água recolhidas em 2006 e 2007, como se poderá verificar pelo quadro que se apresenta no subcapítulo 6.7.3.2.2.1., Quadro 88, relativo a tais campanhas de amostragem. A elevada precipitação ocorrida após o fogo florestal poderá ter causado a diluição destes elementos, o que explicará não se encontrarem HAPs nas amostras de água recolhidas.

Para a amostragem de solos foram seleccionados 4 pontos de amostragem na mesma área de Penhascoso (cf. Secção 6.5.3.3.2.). As amostragens foram feitas até 5 cm de profundidade no solo, durante 2006 e 2007, em parcelas sob coberto de pinheiros e eucaliptos queimados. O teor de hidrocarbonetos nos solos foi determinado pelo laboratório da LQA – Ambiente e os resultados das análises químicas dos solos encontram-se no ANEXO XIV.

Nas amostras de solos recolhidas em 2007 e analisadas pela LQA – Ambiente não se verificou a existência de HAPs. Sendo que a poluição das águas subterrâneas por via dos fogos tem a sua origem a partir dos solos, inicia-se a análise dos resultados pelos solos, seguindo-se o subcapítulo relativo à análise das águas subterrâneas.

6.7.2 Solos

6.7.2.1 Concentração de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) nos solos de Penhascoso

De modo a facilitar a visualização e interpretação dos resultados apresenta-se na Fig. 115 uma projecção dos resultados obtidos para os *Hidrocarbonetos Aromáticos Policíclicos* (HAPs) nas amostras de solo recolhidas na parcela com pinheiros, nos pontos PS2 e PS6, e na parcela com eucaliptos nos pontos PS4 e PS3, para os diferentes meses considerados. Os resultados obtidos após o fogo florestal e as primeiras chuvas são comparados e a sua evolução é interpretada.

Conforme se pode verificar pela análise da Fig. 115. pelo menos 10 dos 16 HAPs considerados prioritários pela US EPA – acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(b)-fluoranteno, criseno, fluoranteno, fluoreno, indeno(1,2,3-cd)pireno, naftaleno, fenantreno e pireno – foram identificados nas amostras de solos queimados recolhidos em 2006 na área de estudo de Penhascoso.

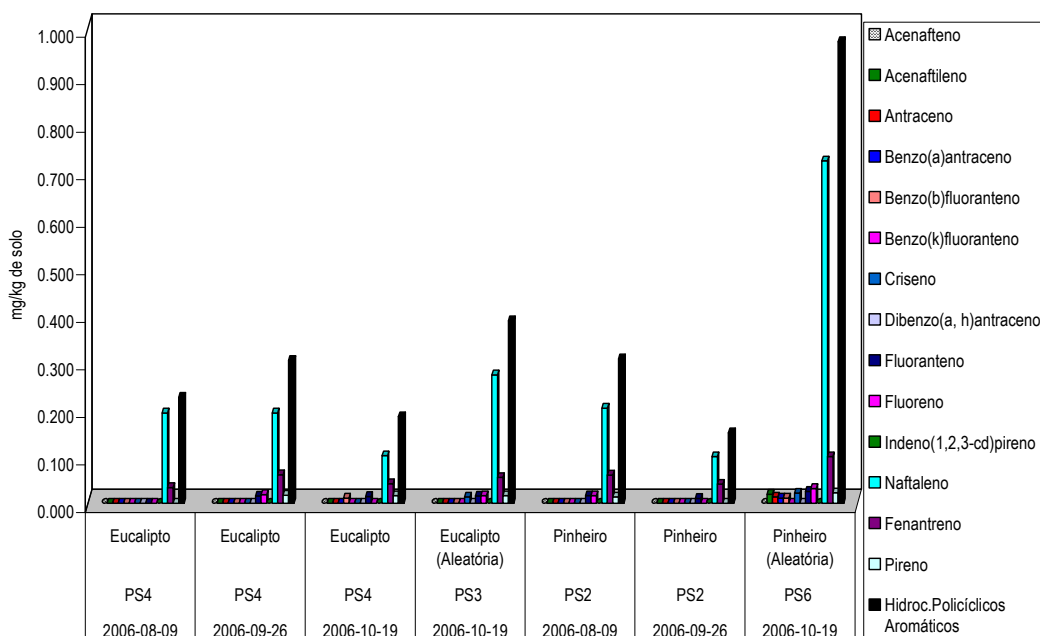


Fig. 115 - Resultados da qualidade dos solos na área de Penhascoso para os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HAPs), no ano de 2006

Numa primeira análise verifica-se a presença de hidrocarbonetos em todas as amostras de solos (Quadro 82 e Fig. 116), mas os valores registados para os HAPs individualmente são bastante inferiores aos esperados – na verdade muito baixos e perto do limite de detecção – nomeadamente quando comparados com os valores guia apresentados pelas legislações canadiana, holandesa e norte-americana ou os resultados apresentados por Wilck (2000), o qual refere que as concentrações individuais de HAPs nos solos produzidos por processos naturais como fogos florestais foram estimados numa escala de 1 – 10 mg/kg. Contudo há que ter em consideração que o fogo da área em estudo foi (também) apagado pela água da chuva, com certeza responsável pela produção de escoamento e arrastamento de solos e cinzas.

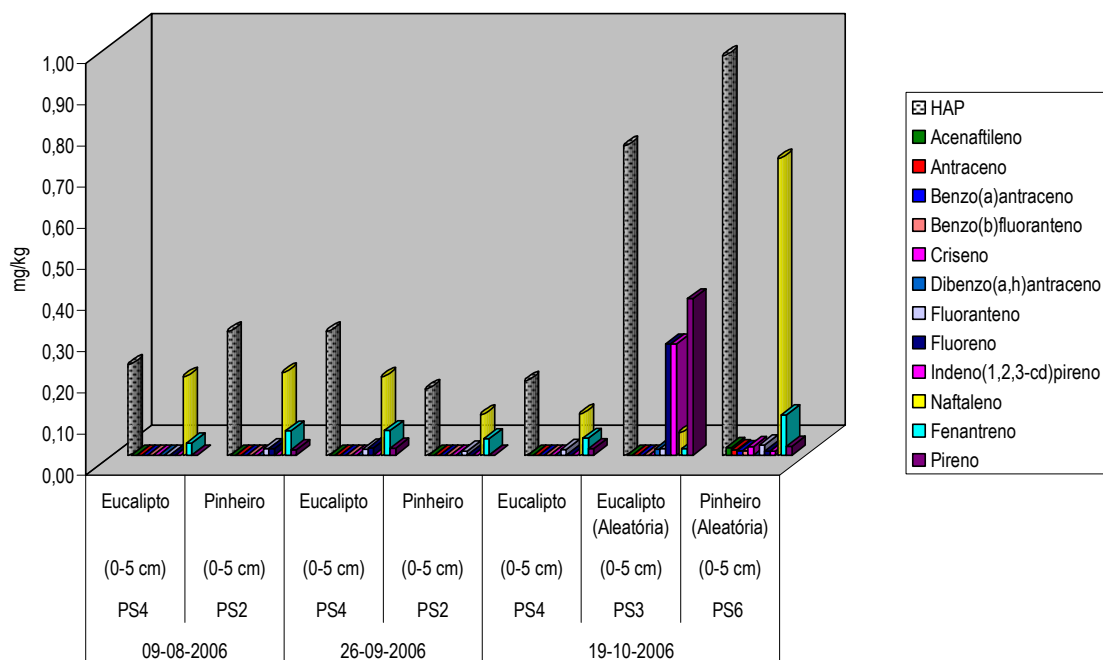


Fig. 116 - Concentrações em hidrocarbonetos nos solos da área ardida de Penhascoso (mg/kg)

Conforme se pode observar na Fig. 116 não se verificam diferenças significativas entre os teores individuais de HAPs encontrados para pinheiros e eucaliptos nos pontos PS2 e PS4, respectivamente. No entanto e comparando os resultados obtidos com a amostragem aleatória que se efectuou na parcela com pinheiros, verifica-se que nesta última se registou a presença de hidrocarbonetos que não se encontraram nas restantes amostragens. Estão neste caso o acenaftileno, antraceno e benzo(a)antraceno. Também os valores mais elevados do total de HAPs se registaram nas amostras aleatórias.

Quadro 82 – Resultados dos solos na área de estudo do Penhascoso (Laboratório EGI Ambiente)

Parâmetro	Unidade	PS4 (0-5 cm)	PS2 (0-5 cm)	PS4 (0-5 cm)	PS2 (0-5 cm)	PS4 (0-5 cm)	PS3 (0-5 cm)	PS6 (0-5 cm)
		2006/02309	2006/02310	2006/02307	2006/02308	2006/02313	2006/02312	2006/02310
		PNlyptus4	PNpynus2	PNlyptus4	PNpynus2	PNlyptus4	PNlyptus3	PNpynus6
							Amostragem Aleatória	Amostragem Aleatória
		09-08-2006		26-09-2006		19-10-2006		
Acenafteno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acenaftileno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,019
Antraceno	mg/Kg	< 0,00	< 0,01	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,013
Benzo(a)antraceno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,011
Benzo(ghi)pirileno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pireno	mg/Kg	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(b)fluoranteno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,011
Benzo(k)fluoranteno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Criseno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,021
Dibenzo(a, h)antraceno	mg/Kg	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,015	< 0,01
Fluoranteno	mg/Kg	< 0,01	0,016	0,015	0,010	0,014	0,016	0,025
Fluoreno	mg/Kg	< 0,03	0,016	0,018	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,031
Indeno(1,2,3-cd)pireno	mg/Kg	< 0,02	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,270	0,010
Naftaleno	mg/Kg	0,19	0,200	0,190	0,098	0,100	0,054	0,720
Fenantreno	mg/Kg	0,03	0,059	0,060	0,040	0,041	0,016	0,098
Pireno	mg/Kg	< 0,01	0,013	0,017	< 0,01	0,016	0,380	0,022
HAP	mg/Kg	0,220	0,300	0,300	0,160	0,180	0,751	0,970
Matéria Seca	%	99,20	99,20	90,70	89,50	78,80	62,8	55,30

Verifica-se que os níveis de HAPs na camada de 1 – 5 cm do solo queimado no ponto PS2 diminuíram quase para metade na amostragem realizada a 26 de Setembro (0,16 mg/kg) relativamente à amostragem feita 5 dias após o fogo florestal (0,30 mg/kg). Este declínio é provavelmente atribuído à possibilidade de escoamento, lixiviação ou mesmo volatilização para a atmosfera. Além disso, esse transporte poderá estar associado à dissolução da matéria orgânica devido ao aumento do pH, aumento atribuído à lixiviação da cinza alcalina. Kamens *et al.* (1988) citado por Olivella *et al.* (2006), referem que o processo de declínio dos HAPs no solo pode ser acelerado por condições climáticas adversas como temperaturas elevadas do ar e à acção da humidade.

Em contrapartida o total de HAPs encontrados no ponto de amostragem PS4 (por baixo de um eucalipto queimado) em 25 de Setembro (0,30 mg/kg de solo) aumentou em mais de 35% relativamente à concentração verificada no mês anterior no mesmo local (0,22 mg/kg de solo). Tal poderá dever-se ao facto do ponto PS4 se situar na base da encosta e como tal poder haver nesse local acumulação de cinzas com hidrocarbonetos, transportadas na água de escoamento. Já no mês seguinte (19 de Outubro) o valor registado diminuiu 61% relativamente à amostragem efectuada em 25 de Outubro, devido possivelmente ao facto de os HAPs terem sido transportados pela água de escoamento ou lixiviados.

Com base no mesmo gráfico é possível verificar que o naftaleno é o hidrocarboneto que se encontra em todas as amostras colhidas no ponto PS2 (pinheiros) e no ponto PS4 (eucaliptos). Constata-se serem as amostras aleatórias (PS3 e PS6) aquelas onde a presença de hidrocarbonetos surge em concentrações mais elevadas, apresentando mesmo os maiores valores para o naftaleno. Os restantes pontos, embora apresentem valores de hidrocarbonetos, possuem-nos no entanto em menores concentrações. No caso do ponto PS3 o valor encontrado é de 0,27 mg/kg de solo, enquanto no ponto PS6 ocorre o valor de 0,720 mg/kg (Fig. 115 e Fig. 116). Tal poderá dever-se às elevadas taxas de deposição e intercepção que os solos das florestas recebem particularmente de contaminantes orgânicos da atmosfera, que se acumulam principalmente na camada orgânica durante os fogos florestais. De facto verifica-se que durante a combustão de troncos e das agulhas de pinheiro é o naftaleno que apresenta a maior taxa de emissão (227 mg/kg de madeira) (Schauer *et al.*, 2001). Também Conde *et al.* (2005) registaram valores médios de naftaleno de 707 $\mu\text{g m}^{-3}$ e 694 $\mu\text{g m}^{-3}$, na análise de amostras de fumo produzido pela combustão de madeira e folhas de pinheiro, respectivamente.

O fenantreno tal como o naftaleno encontra-se em todas amostras analisadas. O maior valor regista-se na amostragem aleatória efectuada na parcela com pinheiros (0,098 mg/kg de solo) o que parece ser justificado também pela taxa elevada de emissão com 15,7 mg/kg de madeira, verificada durante a combustão de troncos e folhas de pinheiro (Schauer *et al.*, 2001). Do mesmo modo Conde *et al.* (2005) referem que o fenantreno é, a seguir ao naftaleno, o hidrocarboneto que se apresenta em maior quantidade no fumo produzido pela combustão de troncos e agulhas de pinheiro (233 e 126 $\mu\text{g m}^{-3}$).

Os resultados permitem retirar outras conclusões quanto ao tipo de hidrocarbonetos e suas concentrações, que se verificou serem influenciadas pelo tipo de vegetação queimada. Assim, o tipo de hidrocarbonetos encontrados nas amostras de solo recolhidas na parcela com eucaliptos é inferior em número (7 hidrocarbonetos individuais) à parcela com pinheiros (10 hidrocarbonetos individuais). Nas amostras de solo recolhidas no ponto PS6 (pinheiro/ amostragem aleatória) encontraram-se – para além do naftaleno (2 anéis), fenantreno (3 anéis), fluoreno (3 anéis), antraceno (3 anéis) e fluoranteno (4 anéis), pireno (4 anéis), benzo(b)fluoranteno (5 anéis), e criseno (4 anéis), comuns ao ponto PS3 (eucalipto/ amostragem aleatória) – hidrocarbonetos como o antraceno (3 anéis), o acenaftileno (3 anéis) e o benzo(a)antraceno (4 anéis).

Constata-se aliás ser o ponto PS6, cuja amostra de solo foi recolhida em 26 de Outubro, na parcela com pinheiros adultos queimados, aquele que apresenta um valor superior para o naftaleno relativamente aos outros pontos de amostragem. A presença de teores de hidrocarbonetos para a maioria dos elementos detectados à profundidade de 0 – 5 cm, poderá estar relacionada com a própria constituição do horizonte do solo amostrado e com a capacidade de retenção nos níveis mais superficiais do solo. Pode-se considerar que a presença de hidrocarbonetos aromáticos nos solos em baixas concentrações poderá resultar da lixiviação e arrastamento com os sedimentos para fora do perfil do solo, devido à ocorrência de precipitação.

Verifica-se também que os valores individuais registados para os HAPs encontrados nas amostras de solos analisadas são bastante inferiores aos valores guia apresentados pelas três legislações, canadiana, holandesa e americana (cf. Quadro 81 –). No Quadro 83, e para comparação, apresentam-se os valores limite do naftaleno para as legislações holandesa, canadiana e americana.

Quadro 83 – Valores-limite de concentração de naftaleno nos solos na legislação holandesa, canadiana e norte-americana

País	Tipo de limite	Naftaleno	Migração para águas subterrâneas	
			DAF 20	DAF 1
			(mg/kg)	
			DAF 20	DAF 1
Legislação holandesa	Valor guia	-		
	Valor que implica intervenção	-		
Legislação canadiana	Para uso agrícola	4,6		
	Para zonas residenciais e parques	4,6		
Legislação americana	Ingestão de solos	Residencial	1 100	84
		Industrial	12 000	4

6.7.2.2 Distribuição de HAPs no solo em função do número de anéis

A distribuição dos HAPs pelo número de anéis pode ser observada na Fig. 117 para as amostras de solos recolhidas na parcela com pinheiros. Em termos de compostos individuais de HAPs, a amostra do ponto PS2 (pinheiro) em 9 de Agosto (5 dias após o fogo florestal) e depois de se ter verificado a ocorrência de precipitação no dia do fogo florestal e nos dias seguintes, é caracterizada pela predominância de HAPs de baixo peso molecular (152-178 g/mol) como o naftaleno (2 anéis) (0,200 mg/kg), fenantreno (3 anéis) (0,059 mg/kg), fluoreno (3 anéis) (0,016 mg/kg). Apesar da elevada solubilidade e volatilidade apresentada pelos elementos com 4 anéis, mesmo assim encontram-se nesta amostragem hidrocarbonetos de massa moleculares intermédias (152-178 g/mol) como o fluoranteno (4 anéis) (0,016 mg/kg) e o pireno (4 anéis) (0,013 mg/kg). Como consequência, as concentrações de naftaleno diminuíram para 0,098 mg/kg, do fenantreno para 0,040 mg/kg, e do fluoranteno para 0,010 mg/kg no dia 26 de Setembro de 2006.

A presença de hidrocarbonetos com 5 anéis verificou-se apenas na amostra aleatória efectuada em 19 de Outubro de 2006, na parcela com pinheiros. O benzo(b)antraceno foi o hidrocarboneto encontrado o qual é caracterizado por apresentar uma massa molecular elevada (228-278 g/mol) e de forte adsorção.

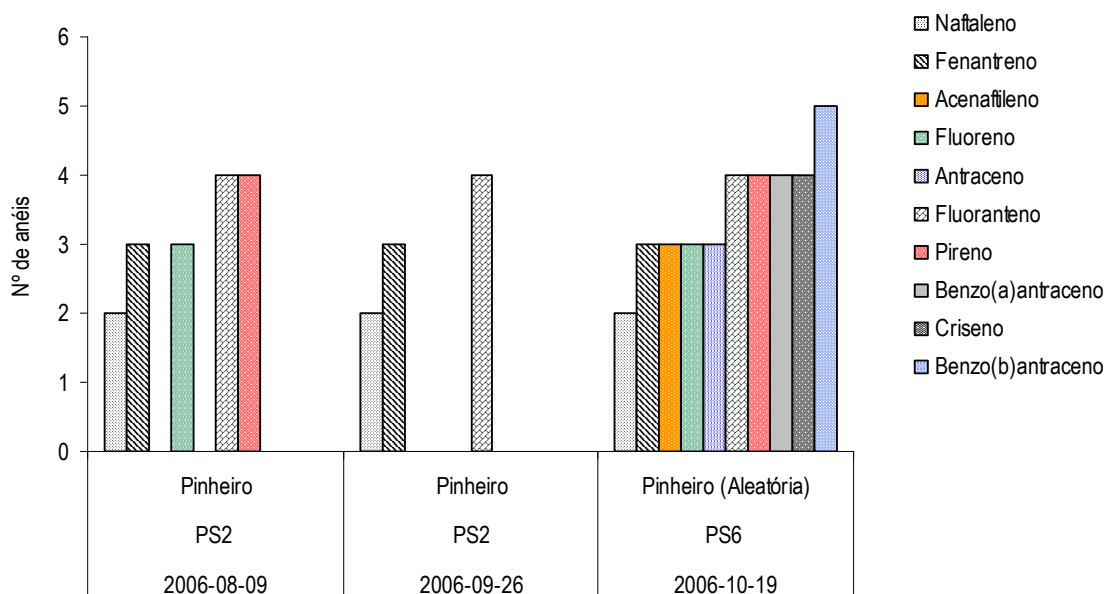


Fig. 117 - Número de anéis dos grupos de HAPs encontrados nas amostras de solos sob coberto de *Pinus pinaster* Aiton

Os HAPs com 4 e 5 anéis representam os grupos mais carcinogénicos e mutagénicos e compreendem aproximadamente 44% da totalidade dos HAPs contidos nas amostras de solo, seguidos dos HAPs com 2 e 3 anéis que representam 56%. A percentagem de ocorrência ilustra-se na Fig. 118.

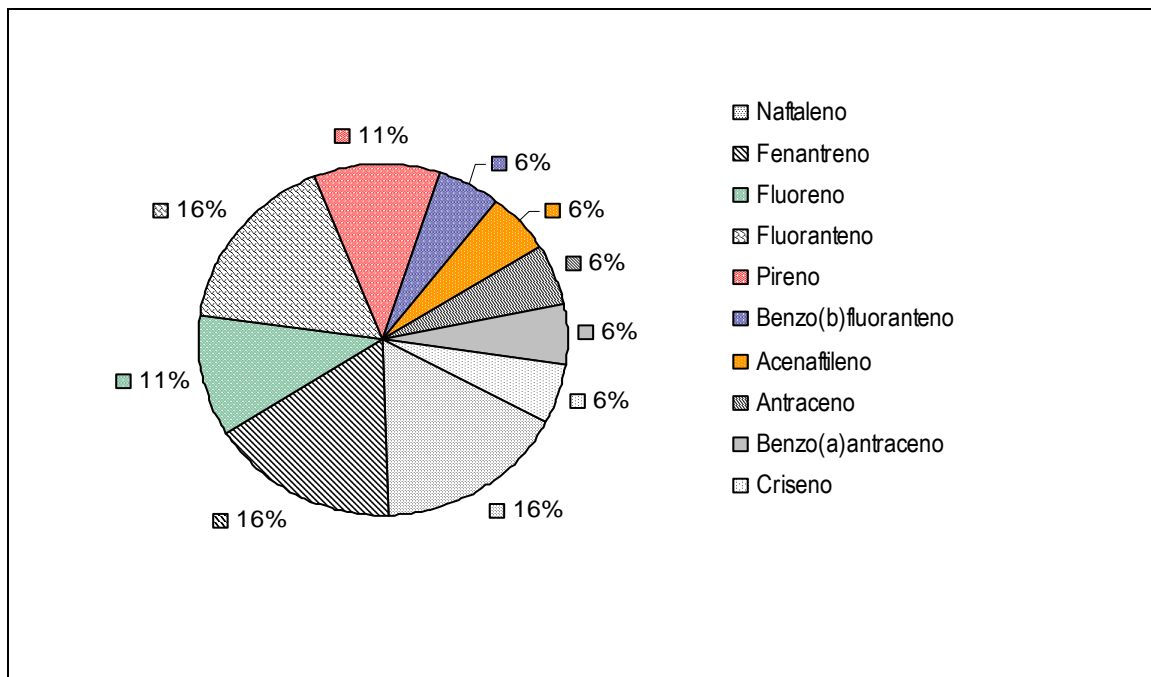


Fig. 118 - Percentagem (%) de HAPs contidos nas amostras de solo sob coberto de *Pinus pinaster* Aiton

A distribuição dos HAPs em função do número de anéis presentes nas amostras de solos (recolhidas na parcela com eucaliptos) pode ser observada na Fig. 119.

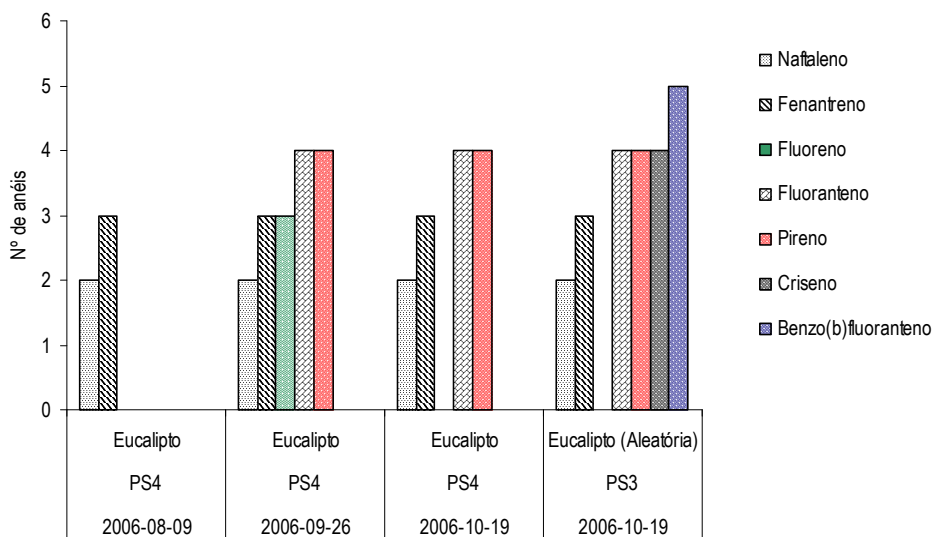


Fig. 119 - Número de anéis dos grupos de HAPs encontrados nas amostras de solos sob coberto de *Eucalyptus globulus* Labill

A distribuição de HAPs nas 3 campanhas de amostragem mostra que os hidrocarbonetos com 4 e 5 anéis (Fig. 119) representam 43% da totalidade dos hidrocarbonetos analisados (Fig. 120), enquanto os hidrocarbonetos com 2 e 3 anéis representam 48%. Verifica-se também, quando comparada a distribuição individual de hidrocarbonetos na parcela com eucaliptos, que a percentagem de naftaleno é superior (23%) relativamente à parcela com pinheiros (16%). O

mesmo se verifica para o fenantreno.

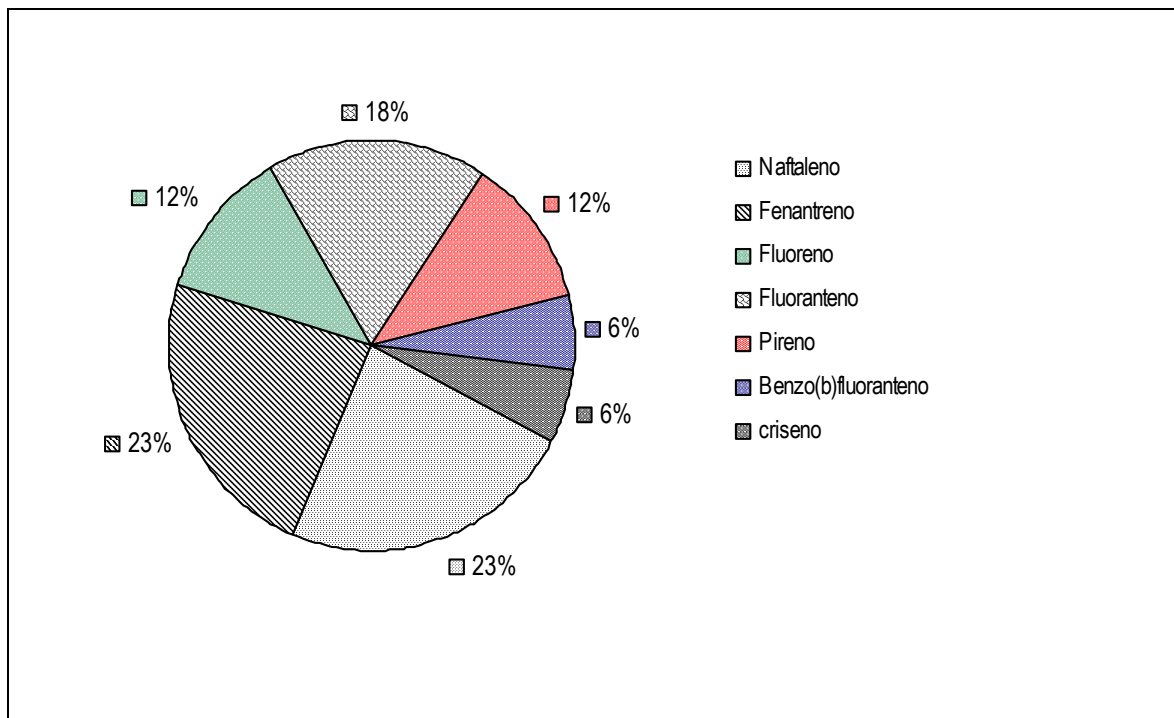


Fig. 120 - Percentagem (%) de HAPs contidos nas amostras de solo sob coberto de *Eucalyptus globulus* Labill

6.7.2.3 Determinação da possível origem dos HAPs nos solos

A possível origem dos HAPs nos solos da área de Penhascoso foi determinada com base nos rácios geoquímicos apresentados no Quadro 79 (Secção 6.6.3.2.). O cálculo dos respectivos índices foi efectuado com base nos valores apresentados no ANEXO XIV.

Optou-se por apresentar os resultados apenas para as duas amostras aleatórias PS6 e PS3, uma vez que nestas amostras foi onde se encontrou o maior número de compostos individuais de hidrocarbonetos (fluoranteno, pireno, benzo(a)antraceno, criseno, fenantreno e antraceno). Os valores dos índices calculados para os HAPs dos pontos de amostragem PS6 e PS3 são apresentados no Quadro 84.

No Quadro 84 pode-se observar que os rácios calculados, $FI/(FI+Pi)$, FI/Pi , $BaA/BaA+Cri$, BaA/Cri , Fe/An e $An/An+Fe$ para as amostragens aleatórias PS6 e PS3, apresentam valores que sugerem que a contaminação dos solos é originada por fontes pirolíticas, provavelmente provenientes do fogo florestal que ocorreu nesta zona em 4 de Agosto de 2006. Os maiores valores para as razões $FI/(FI+Pi)$ e FI/Pi , foram determinados na amostra aleatória PS6 (pinheiro).

Na amostra aleatória PS3 estão ausentes, à excepção dos compostos fluoranteno e pireno, os compostos, benzo(a)antraceno, criseno, fenantreno e antraceno, pelo que não

foi possível calcular os respectivos índices.

Quadro 84 – Índices para os HAPs dos pontos de amostragem PS6 e PS3

Razão	19-10-2006		19-10-2006	
	PS6		PS3	
	Pinheiro (Aleatória)		Eucalipto (Aleatória)	
	Valores	Origem		Origem
FI/(FI+Pi)	0,53	Pirolítica	0,5	Pirolítica
FI/Pi	1,14	Pirolítica	1	Pirolítica
BaA/BaA+Cri	0,34	Pirolítica		
BaA/Cri	0,52	Pirolítica		
Fe/An	7,54	Pirolítica		
An/An+Fe	0,12	Pirolítica		

6.7.3 Águas subterrâneas e superficiais

Para uma caracterização hidroquímica das áreas ardidas e dos impactes que os fogos possam ter sobre o meio hídrico, incluindo a componente tempo, realizou-se um conjunto de campanhas de monitorização, tendo os resultados das primeiras campanhas sido fundamentais para a avaliação não só das estratégias de monitorização como da evolução hidroquímica das água – e conseqüentemente da atenuação dos impactes dos fogos sobre os recursos hídricos ao longo do tempo. Estes primeiros estudos permitiram também identificar os parâmetros mais interessantes de estudo a mais longo prazo, com vista à determinação de indicadores de qualidade para os fogos florestais.

A partir desta primeira fase de monitorização foi possível discriminar a continuação do programa de monitorização e igualmente lançar as bases para o estudo da variação temporal dos parâmetros químicos nas águas de uma região sujeita a um fogo florestal. Esta análise temporal é importante para a definição de indicadores eficazes dos impactes dos fogos sobre as águas superficiais e subterrâneas.

6.7.3.1 Primeira campanha de monitorização

Os resultados das primeiras campanhas de campo são apresentados nos Quadro 85, Quadro 86 e Quadro 87. As Fig. 121, Fig. 122 e Fig. 123 permitem visualizar os resultados representados nestes quadros. É de sublinhar as mineralizações mais elevadas obtidas na bacia do Penhascoso, aspecto que poderá ter a ver com o facto de a área ter ardido recentemente, embora não sejam de excluir vários outros factores resultantes do tipo da rocha-mãe que deu origem aos solos da região.

Quadro 85 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia do Carvoeiro (Laboratório INETI-DH)

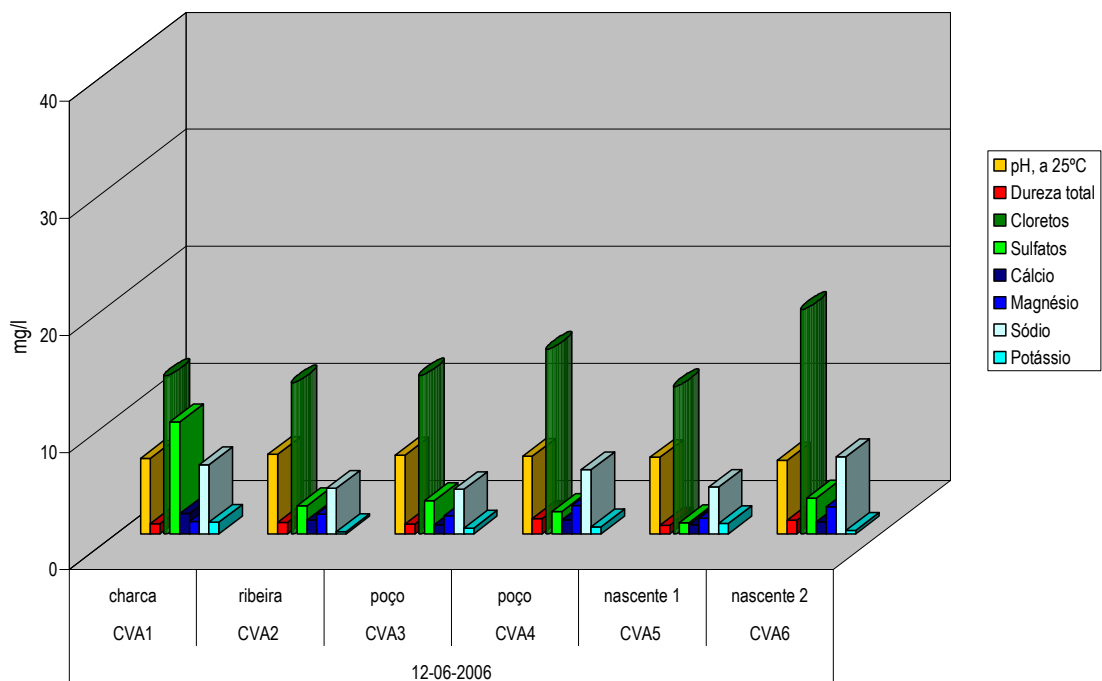
Parâmetro	Unidade	CVA1	CVA2	CVA3	CVA4	CVA5	CVA6
		107/06	103/06	102/06	104/06	105/06	110/06
		CVcd	CVr	CVp1	CVp2	CVn1	CVn2
Data		12-06-2006					
pH, a 25°C		6,46	6,80	6,72	6,64	6,40	6,30
CE, a 25°C	μS/cm	66,10	45,80	43,90	59,20	44,80	68,40
Cloretos Cl ⁻	mg/l	13,48	12,90	13,51	15,78	12,58	19,17
Sulfatos SO ₄ ⁻	mg/l	9,59	2,42	2,83	1,93	0,94	3,06
Bicarbonato HCO ₃ ⁻	mg/l	12,20	9,67	8,54	15,86	8,54	9,67
Nitrato NO ₃ ⁻	mg/l	3,04	0,40	0,93	0,05	1,92	1,26
Fluoreto F ⁻	mg/l	0,09	0,09	0,09	0,09	0,09	0,08
Fosfato PO ₄ ³⁻	mg/l						
Cálcio Ca ⁺⁺	mg/l	1,75	1,20	0,80	1,22	0,79	1,04
Magnésio Mg ⁺⁺	mg/l	1,09	1,70	1,58	2,43	1,34	2,31
Sódio Na ⁺	mg/l	5,90	3,90	3,80	5,50	4,00	6,60
Potássio K ⁺	mg/l	1,00	0,20	0,50	0,60	0,90	0,30
Resíduo seco a 180 °C	mg/l	42,60	37,80	37,80	44,20	38,80	47,00
Dureza (graus franceses)	°F	0,88	0,98	0,86	1,32	0,76	1,19
Alcalinidade	mg/l de sol. N/10 por litro	2,00	1,60	1,40	2,60	1,40	1,60
Matéria orgânica	O ₂ consumido	0,88	0,48	0,56	1,36	0,16	0,40
Sílica (SiO ₂)	mg/l	5,97	8,27	8,45	5,68	11,36	9,15
Anidrido carbônico livre	CO ₂	8,45	3,24	3,75	7,34	6,87	9,77

Quadro 86 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo da Quebrada (Laboratório INETI-DH)

Parâmetro	Unidade	QBA1	QBA5	QBA3	QBA6	QBA7	QBA4
			098/06	111/06	108/06	109/06	110/06
		QBpch	Rqueb	QBpm	QBpA	QBpB	QBpb
Data		01-06-2006			12-06-2006		
pH, a 25°C		6,24	6,80	6,56	6,50	6,54	6,50
CE, a 25°C	μS/cm	184,3	49	61,10	40,90	37,80	58,60
Cloretos Cl ⁻	mg/l	19,50	8,18	11,94	7,98	8,89	9,70
Sulfatos SO ₄ ⁻	mg/l	57,70	6,05	5,45	8,62	6,28	12,26
Bicarbonato HCO ₃ ⁻	mg/l	6,71	18,30	24,40	12,20	10,98	13,42
Nitrato NO ₃ ⁻	mg/l	0,92	0,18	0,22	0,21	0,21	0,21
Fluoreto F ⁻	mg/l	0,22	0,07	0,05	0,06	0,05	0,11
Fosfato PO ₄ ³⁻	mg/l						
Cálcio Ca ⁺⁺	mg/l	8,82	1,60	2,32	1,35	1,00	2,39
Magnésio Mg ⁺⁺	mg/l	7,30	2,43	2,80	2,19	1,82	3,53
Sódio Na ⁺	mg/l	9,80	3,00	5,20	1,60	2,30	2,80
Potássio K ⁺	mg/l	1,10	0,20	0,50	0,10	0,30	0,50
Resíduo seco a 180 °C	mg/l	127,60	41,80	46,40	29,00	23,20	44,40
Dureza (graus franceses)	°F	5,20	1,38	1,76	1,26	1,00	2,03
Alcalinidade	mg/l de sol. N/10 por litro	1,10	3,00	4,00	2,00	1,80	6,50
Matéria orgânica	O ₂ consumido	0,72	1,20	0,72	2,72	1,04	0,88
Sílica (SiO ₂)	mg/l	14,62	8,66	9,51	1,43	1,15	8,24
Anidrido carbônico livre	CO ₂	7,64	5,82	13,44	7,73	6,38	8,46

Quadro 87 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo do Penhascoso (Laboratório INETI-DH)

Parâmetro	Unidade	PA1	PA2	PA5	PA6	PA7	PA5	PA1	PA2	PA4	PA6
		132/06	133/06	128/06	129/06	130/06	128/06	147/06	151/06	148/06	150/06
		PNch1	Pnp2	PNrib Q	PNriB P	PNf	PNrib Q	PNch1	Pnp2	PNp5	PNriB P
Data	09-08-2006			17-09-2006			26-10-2006				
pH, a 25°C		6,30	6,48	6,54	6,58	5,82	6,54	6,50	6,22	6,26	6,04
CE, a 25°C	µS/cm	66,20	83,60	181,00	219,00	144,10	181,00	76,30	82,00	101,70	150,40
Cloretos Cl ⁻	mg/l	10,86	14,38	22,66	37,70	24,98	22,66	10,67	12,01	20,16	29,98
Sulfatos SO ₄ ⁻	mg/l	2,55	8,95	9,40	8,35	6,44	9,40	2,10	7,21	2,92	21,02
Bicarbonato HCO ₃ ⁻	mg/l	27,45	28,67	64,66	56,12	34,77	64,66	41,48	26,84	25,01	25,62
Nitrato NO ₃ ⁻	mg/l	0,36	0,33	0,64	0,58	5,84	0,64	0,27	0,26	0,28	6,29
Fluoreto F ⁻	mg/l	0,10	0,16	0,26	0,25	0,19	0,26	0,26	0,12	0,18	0,00
Fosfato PO ₄ ³⁻	mg/l	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,23	3,13
Cálcio Ca ⁺⁺	mg/l	1,60	1,28	8,18	10,74	4,49	8,18	2,73	1,08	1,36	5,61
Magnésio Mg ⁺⁺	mg/l	2,80	1,34	7,30	7,90	4,26	7,30	8,03	1,82	2,55	4,62
Sódio Na ⁺	mg/l	5,40	10,20	12,90	15,80	12,80	12,90	5,60	10,50	12,00	13,50
Potássio K ⁺	mg/l	3,20	1,70	2,80	2,90	3,70	2,80	4,50	1,30	2,60	2,20
Resíduo seco a 180 °C	mg/l	63,00	51,40	111,00	123,80	102,40	111,00	72,30	77,70	96,40	142,50
Dureza (graus franceses)	°F	1,54	0,84	5,06	5,95	2,87	5,06	3,80	0,98	1,38	3,29
Alcalinidade	mg/l de sol. N/10 por litro	4,50	4,70	10,60	9,20	5,70	10,60	6,80	4,40	4,10	4,20
Matéria orgânica	O ₂ consumido	9,28	2,40	8,56	3,84	0,00	8,56	14,40	3,84	4,00	3,23
Sílica (SiO ₂)	mg/l	5,25	2,97	1,80	9,07	27,54	1,80	7,53	6,27	2,40	6,89
Anidrido carbônico livre	CO ₂	27,48	18,92	36,62	28,91	104,23	36,62	25,87	32,32	27,33	45,72

**Fig. 121 - Iões presentes nas águas do Carvoeiro (área ardida em 2003)**

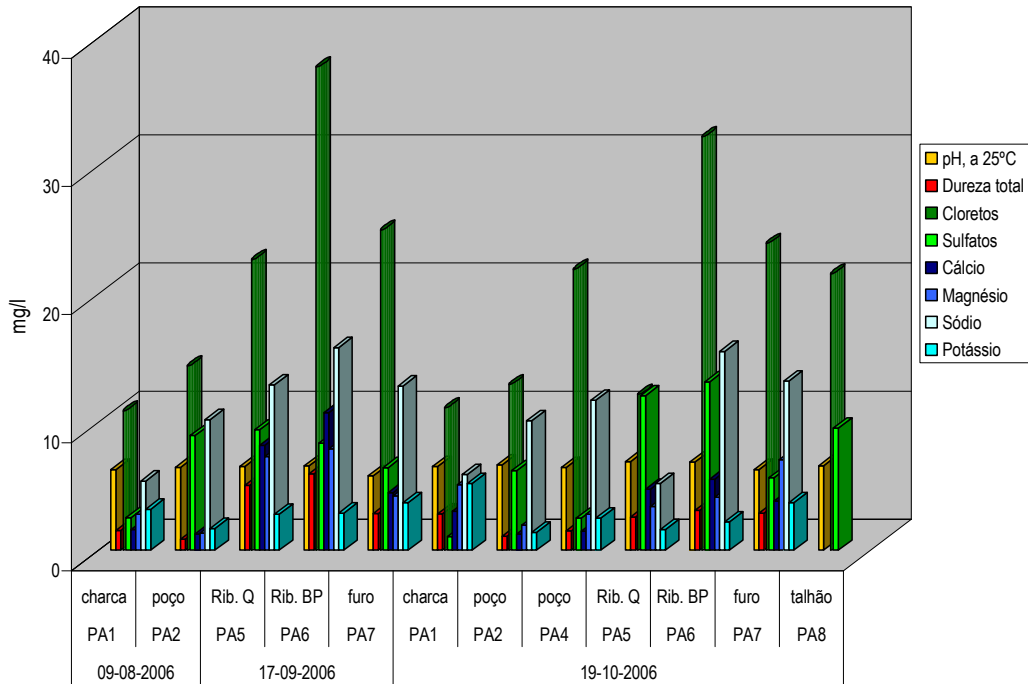


Fig. 122 - Iões presentes nas águas de Penhascoso (área ardida em 2006)

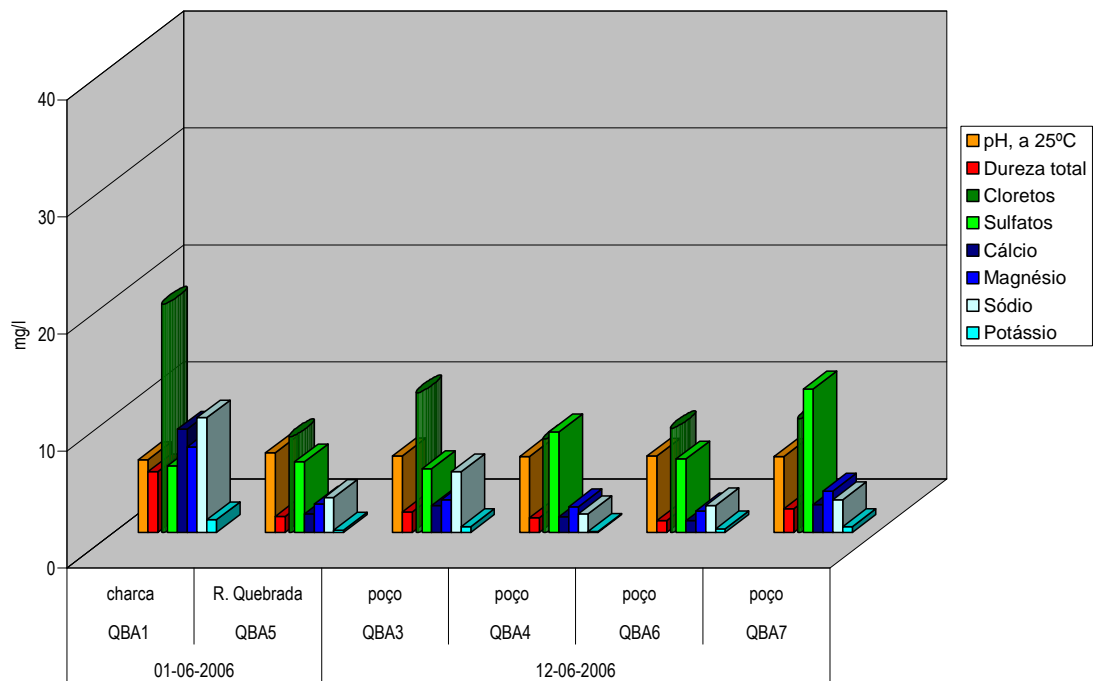


Fig. 123 - Iões presentes nas águas da Quebrada (área não ardida)

6.7.3.2 Resultados finais das várias campanhas de monitorização

Neste subcapítulo apresenta-se a análise global dos resultados relativos a todas as campanhas de monitorização das águas superficiais e subterrâneas, considerando os parâmetros físicos, químicos e os hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs).

6.7.3.2.1 Parâmetros físicos

6.7.3.2.1.1 Introdução

Factores como a temperatura, pH, condutividade eléctrica e potencial redox afectam directamente a qualidade da água. A partir da monitorização destes parâmetros consegue-se aferir a qualidade físico-química da água, sendo assim possível avaliar a sua evolução ao longo do tempo. Desta forma, as alterações ocorridas no meio e os impactes sobre cada uma das suas componentes podem ser qualificadas e quantificadas, apesar desta caracterização traduzir dados pontuais no tempo, sem atender a efeitos cumulativos dessas mesmas alterações.

A avaliação dos parâmetros físicos das águas subterrâneas e superficiais foi feita *in situ*, para a situação de referência, na bacia da Quebrada (área não ardida) e, para as situações degradadas, nas bacias do Caratão, Carvoeiro (queimadas em 2003) e Penhascoso (ardeu em 2006). Isto permitiu, por um lado, fazer uma avaliação do estado de qualidade das águas e solos de cada bacia e, por outro, caracterizar com base nos valores aí obtidos as áreas ardidas recentemente e as ardidas há mais tempo, visto que as condições de ocupação do solo se alteraram. Em qualquer dos casos, para estas amostragens foi utilizada uma sonda multi-paramétrica que permitiu a recolha de dados de temperatura, pH, condutividade e potencial redox.

De entre os parâmetros físicos seleccionaram-se apenas os parâmetros condutividade eléctrica e pH como descritores da qualidade da água nos sistemas em estudo, reconhecidamente importantes segundo Bitner *et al.* (2001), numa análise do tipo da que se pretendeu desenvolver. O pH indica a acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. Baixos valores de pH associam-se a águas agressivas (ácidas), enquanto valores elevados associam-se a águas alcalinas. Optou-se por apresentar os resultados na forma gráfica, de modo a facilitar a visualização e a interpretação dos mesmos.

6.7.3.2.1.2 Condutividade eléctrica

A Fig. 124 mostra os valores da condutividade eléctrica obtidos *in situ* em amostras de água recolhidas nas quatro áreas de estudo – Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso – para as campanhas de 2006 e 2007.

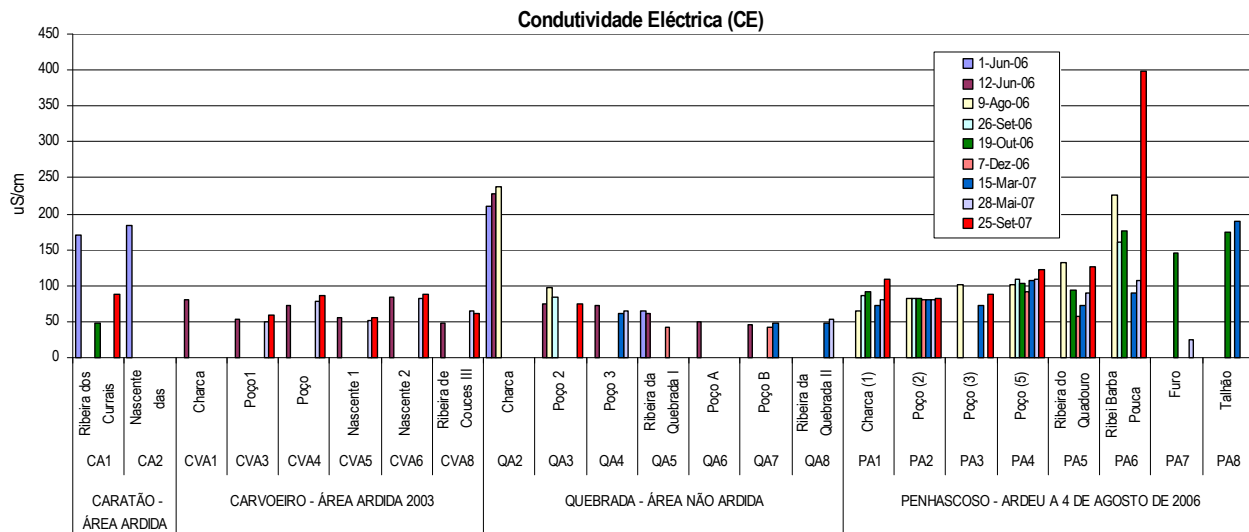


Fig. 124 - Variação dos valores da condutividade eléctrica medida in situ nas amostras de água nas bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso

O gráfico da Fig. 124 permite verificar que os valores de condutividade eléctrica tiveram resultados bastante contrastantes, uma vez que se trata de águas com origens muito diferentes, variando entre 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (furo) a 398 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (ribeira da Barba Pouca). Os dados indicam tratar-se de águas pouco mineralizadas, com baixo conteúdo em sais.

A análise dos valores de condutividade eléctrica (*CE*) demonstra que, comparativamente com a situação de referência (bacia da Quebrada – área não ardida) e com a bacia de Carvoeiro (ardeu em 2003), a área de Penhascoso tende a apresentar valores mais elevados de *CE* (Fig. 124). Tal facto que poderá ser explicado por se tratar de uma área recentemente ardida, apresentando uma mineralização mais elevada da água.

Pela análise do mesmo gráfico, podemos observar um aumento significativo dos valores de condutividade eléctrica (*CE*) em 9 de Agosto, tanto na ribeira do Quadouro como na ribeira da Barba Pouca, após o incêndio florestal. Esse aumento da *CE* poderá dever-se ao facto de a ribeira da Barba Pouca se situar a jusante da área ardida. Bitner *et al.* (2001) verificaram também a existência de variações na condutividade eléctrica da água superficial numa área ardida que apresentava um valor de 46 $\mu\text{S}/\text{m}$ antes do incêndio e de 66 $\mu\text{S}/\text{cm}$ após o mesmo, atribuindo tal aumento à presença de cinzas na água.

É possível observar-se, no mesmo gráfico, em 2007, um padrão de evolução semelhante na salinidade da água das ribeiras do Quadouro e Barba Pouca. No mês de Abril a situação observada, em termos da concentração de sais, tanto numa bacia como noutra é menor, relativamente à situação encontrada em Outubro. Tal facto pode dever-se ao arrastamento de partículas, provenientes da erosão dos solos pela chuva, o qual é favorecido pela pouca vegetação existente. Na ribeira da Barba Pouca, no mês de Outubro, a situação observada é claramente mais desfavorável, em termos de concentração de sais na água, do que a registada no mesmo mês na ribeira do Quadouro.

Relativamente às águas subterrâneas seria de esperar este comportamento nos pontos de amostragem de água PA3 e PA4. De facto, observa-se um aumento dos valores da condutividade, com aumentos de *CE* mais atenuados e prolongados no tempo, o que é justificado pela lentidão dos processos de migração de sais em profundidade e pela retenção de elementos no solo atravessado.

6.7.3.2.1.3 pH

A Fig. 125 que apresenta os valores de pH medidos *in situ*, permite verificar que as águas apresentam pH ácido, inferior a 7.

Observa-se que os valores de pH apresentam para a totalidade das amostras de água analisadas (subterrânea e superficial), uma variação entre 3,94 e 7,6. A maioria das amostras (76) apresenta valores de pH ácidos (inferior a 7) e em apenas 1 amostra o pH é básico (superior a 7). O valor mais elevado de pH (7,6) registou-se no ponto CA1, sito na ribeira dos Currais (bacia do Caratão). Os valores mais baixos de pH registaram-se nos pontos CVA6 (nascente 2) com pH 3,96 e no ponto CVA1 (Charca) com pH 3,94, todos na bacia de Carvoeiro.

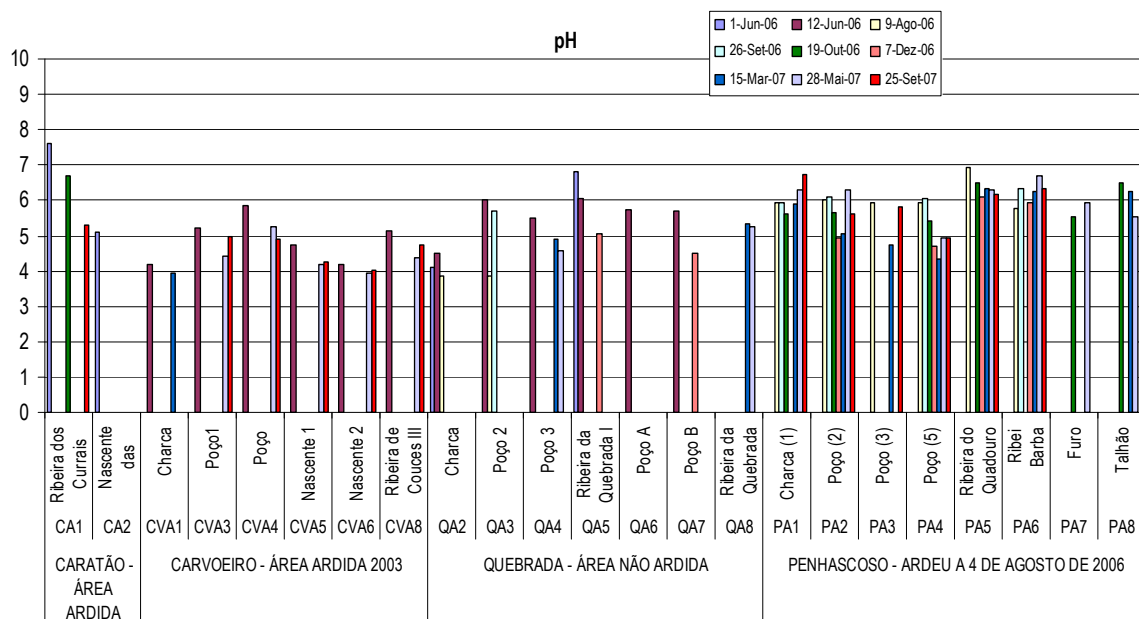


Fig. 125 - Variação dos valores de pH medidos *in situ* nas amostras de água das bacias do Caratão, Carvoeiro, Quebrada e Penhascoso

Verifica-se que as características naturais das águas subterrâneas – em que o pH resultante deve ser ligeiramente ácido, por se tratar de aquíferos desenvolvidos sobre solos ácidos, quartzíticos, graníticos e xistosos – predominam. De qualquer forma, os valores de pH mais elevados registam-se na área de Penhascoso, como resultado da influência do fogo e da presença de cinzas na água.

No ponto PA6 (ribeira da Barba Pouca) verifica-se um aumento do valor do pH de 5,76 para 6,34. Bitner *et al.* (2001) confirma, citando vários autores, que há um aumento de pH na água dos locais sujeitos a fogos florestais. Contudo, individualmente por local, este aspecto nem sempre é evidente.

6.7.3.2.2 Parâmetros químicos

A análise do efeito dos fogos florestais na qualidade dos solos e das águas foi efectuada para os quatro casos de estudo previamente referidos, procurando ter representado situações de áreas não ardidas (Quebrada) bem como situações onde houve incêndios em diferentes datas (Caratão – 1998 e 2003; Carvoeiro – 2003; Penhascoso – 2006). À partida, atendendo ao facto de as condições litológicas entre as diferentes áreas serem semelhantes, seria de esperar observar alterações na qualidade dos solos e das águas dos locais mais recentemente ardidos. Não obstante, e conforme atrás referido, há diversos outros factores susceptíveis de condicionar os resultados, pelo que esta relação não é linear.

Neste subcapítulo apresentam-se os resultados obtidos para os diferentes parâmetros analisados. Além do conjunto de parâmetros atrás referido como podendo resultar de um fogo florestal, analisou-se ainda a sílica, elemento também atribuído à mesma origem. Optou-se por apresentar os resultados para todo o conjunto de locais estudados, de forma a fazer uma análise comparativa dos resultados. Assinala-se o facto de haver inúmeras falhas de informação resultantes da ausência de amostras e/ou de resultados laboratoriais.

6.7.3.2.2.1 Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (HAPs) nas águas superficiais e subterrâneas

Os resultados dos HAP's das amostras de águas superficiais e subterrâneas recolhidas durante 2006 na área ardida de Penhascoso, e analisadas pela EGI ambiente, encontram-se no Quadro 88. Como se pode verificar, tanto para as águas superficiais como para as águas subterrâneas, os valores estiveram quase sempre abaixo do limiar de detecção.

Quadro 88 – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo do Penhascoso (Laboratório EGI Ambiente)

		PA1	PA1	PA2	PA7	PA8	PA2	PA6
Parâmetro	Unidade	2006/02301	2006/02302	2006/02303	2006/02305	2006/02304	2006/02306	2006/02300
		PNch1	PNch1	Pnp2	Furo	PNT	Pnp2	Rib-BP
		06-10-2006		19-10-2006			26-10-2006	
Acenafteno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,019	< 0,01	< 0,01
Acenaftileno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Antraceno	ug/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(a)antraceno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(ghi)pirileno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pireno	ug/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Benzo(b)fluoranteno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(k)fluoranteno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Criseno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dibenzo(a, h)antraceno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoranteno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoreno	ug/l	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
Indeno(1,2,3-cd)pireno	ug/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
Naftaleno	ug/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	0,160	< 0,01	< 0,01
Fenantreno	ug/l	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10	< 0,10
Pireno	ug/l	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
HAP	ug/l	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37	<0,37

6.7.3.2.2 Matéria Orgânica

A análise da Fig. 126 permite observar que a concentração em matéria orgânica (MO) é, em termos gerais, superior nas amostras retiradas da área ardida de Penhascoso.

Em relação às águas de superfície regista-se o aumento da sua concentração em MO logo após o incêndio que ocorreu a 4 de Agosto de 2006. Este aumento fez-se sentir nas águas das duas ribeiras e na da charca e dever-se-á ao arraste da matéria orgânica das cinzas pelas águas de escorrência, resultantes da precipitação que se fez sentir durante o incêndio e que foi mesmo responsável pela sua extinção. A concentração nas águas de superfície diminuiu nas análises efectuadas em datas subsequentes, facto especialmente claro para as águas das ribeiras; isto foi menos acentuado para a água da charca, onde existe alguma estagnação da água, com a consequente acumulação de cinzas.

Para as águas subterrâneas analisadas nos poços, verifica-se que o aumento de concentração em *MO* se dá alguns meses após o incêndio, tempo necessário para que se processe a infiltração de água e a lixiviação de *MO* até ao nível saturado.

Assinalam-se ainda os valores elevados encontrados na água do talhão experimental, sete meses após o incêndio.

Nos restantes locais analisados, as concentrações em *MO* apenas ultrapassam os 2 mg *MO*/l num poço. Nesses locais, onde foi efectuada mais do que uma análise, os valores de concentração em *MO* são aproximadamente constantes.

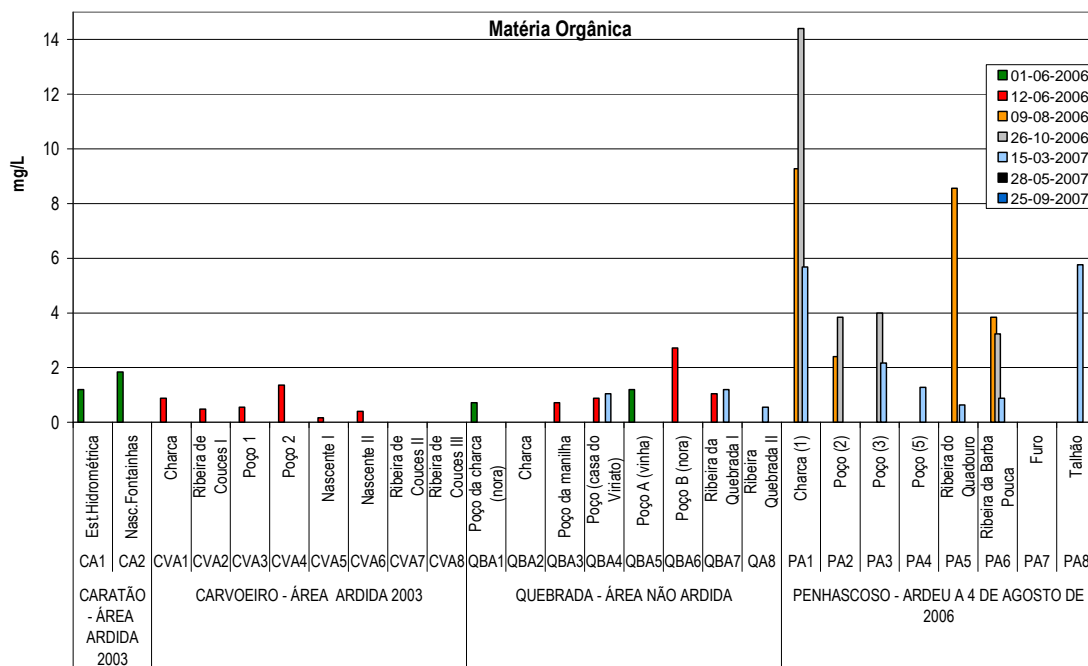


Fig. 126 - Valores de concentração em matéria orgânica nos quatro locais de estudo

6.7.3.2.2.3 Silica

Em relação às concentrações em sílica (*Si*), a Fig. 127 apresenta os resultados obtidos para os quatro locais de estudo. Observa-se que apenas para o caso da área recentemente ardida de Penhascoso há valores de concentração superiores a 15 mg *Si*/l, estando os restantes valores próximos dos 10 mg *Si*/l. Em Benoliel *et al.* (1998) são apresentados valores máximos de concentrações na água de adução do subsistema Tejo da ordem de grandeza de 10 mg *Si*/l, valores equivalentes às áreas não ardidas ou ardidas há mais anos.

Os aumentos de concentração observados fizeram-se sentir em especial nas águas subterrâneas dos poços e dos furos, vários meses após o incêndio. Em relação às águas de superfície, apenas a água da charca parece apresentar um aumento da concentração em sílica, vários meses após o incêndio.

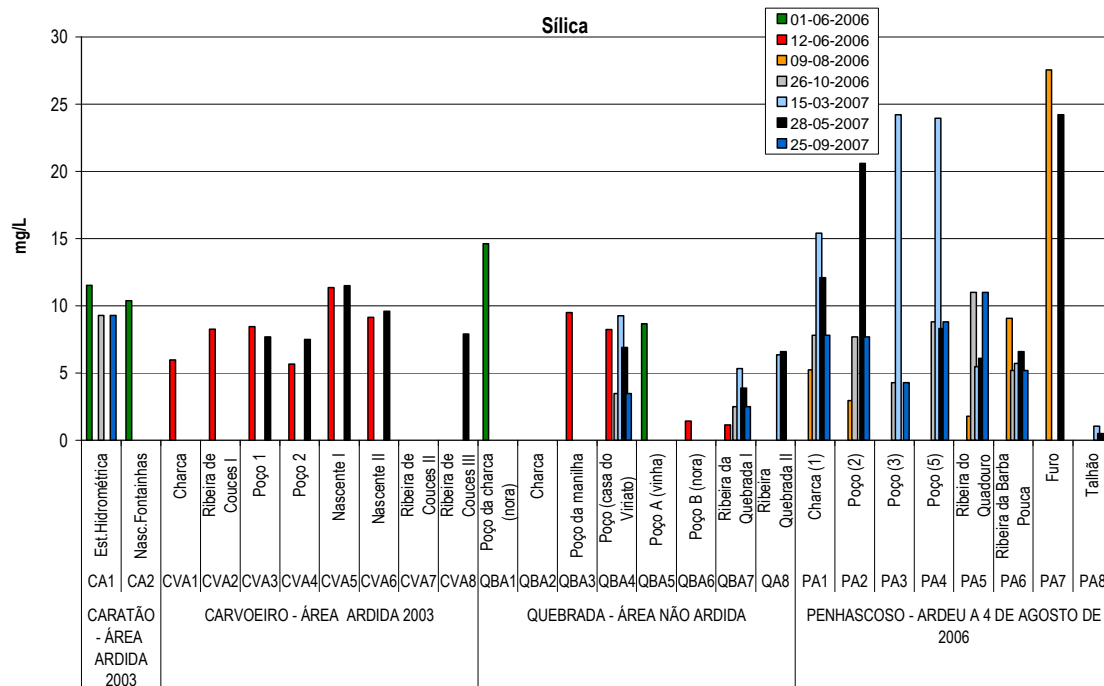


Fig. 127 - Valores de concentração em sílica nos quatro locais de estudo

6.7.3.2.2.4 Potássio

A Fig. 128 apresenta os resultados das concentrações em potássio (K) nas águas dos quatro casos de estudo.

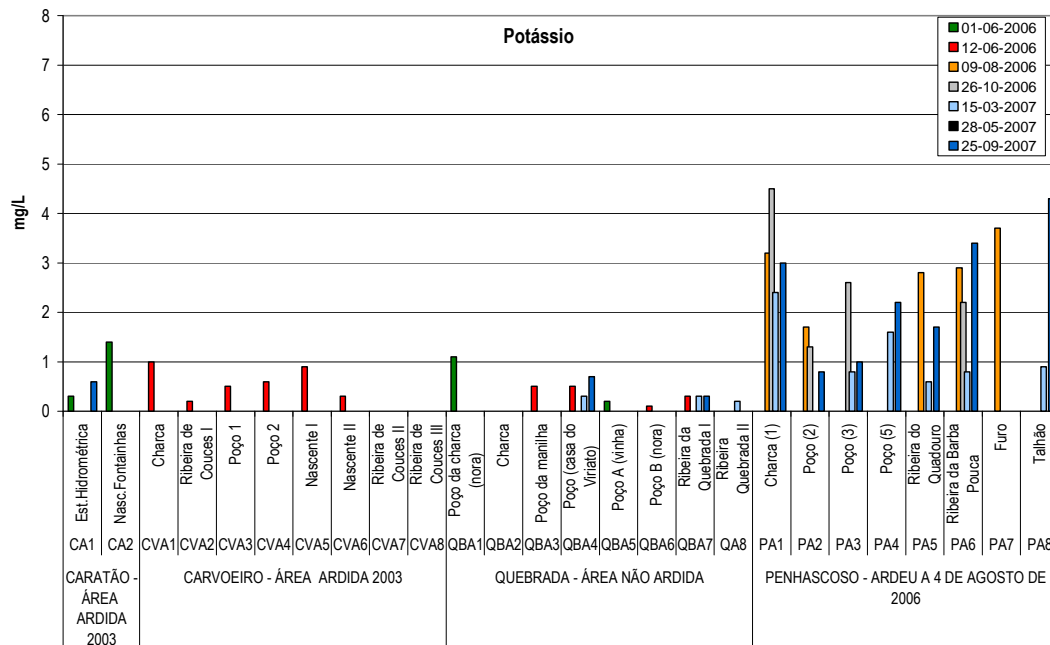


Fig. 128 - Valores de concentração em potássio nos quatro locais de estudo

Regista-se a presença de concentrações de *K* na água, claramente superiores para as amostras obtidas na área de Penhascoso. Embora, à primeira vista, a variação de concentrações pareça seguir o padrão encontrado para a *MO*, isto é, um aumento de valores nas águas de superfície logo após o período do incêndio, para apenas depois surgir nas águas subterrâneas, observa-se por outro lado uma oscilação das concentrações ao longo dos meses seguintes, cuja explicação não é clara (por exemplo na água do talhão experimental).

6.7.3.2.2.5 Fosfatos

A presença de fosfatos (PO_4) apenas foi registada nas amostras de água da área de Penhascoso. Em todos os outros locais as concentrações registadas foram inferiores ao limite de detecção. Além da contribuição do incêndio para o aumento das concentrações, é natural que a ocupação do solo a montante da ribeira da Barba Pouca também possa estar na origem dos valores elevados encontrados em Outubro de 2006. De registar a presença de valores ainda elevados no talhão experimental vários meses após a data do incêndio (Fig. 129).

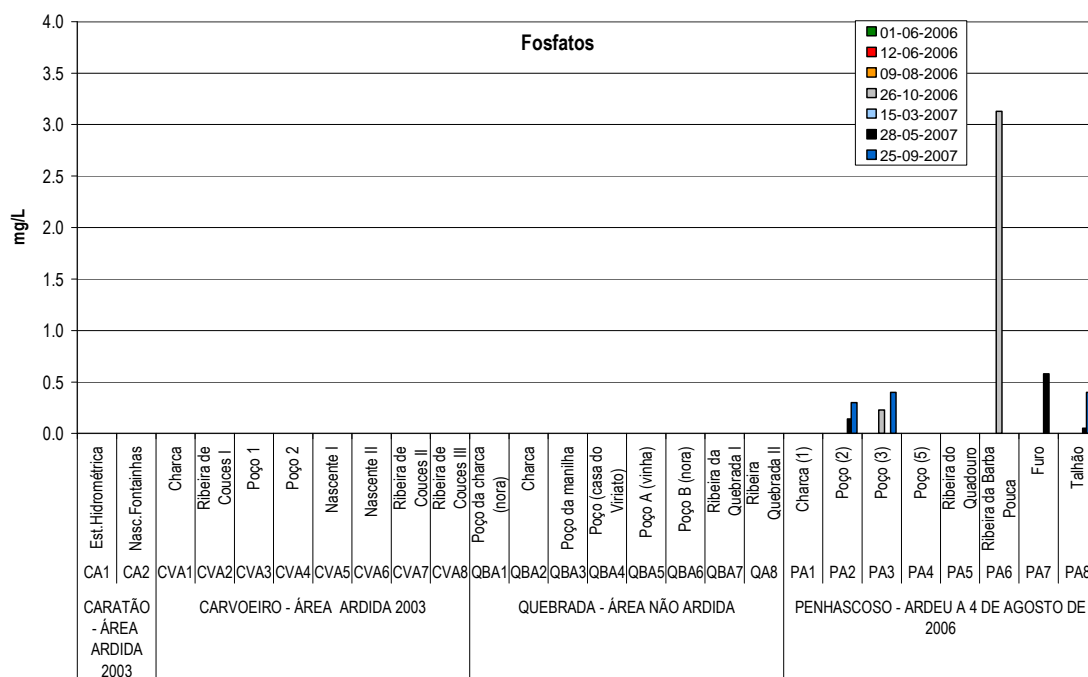


Fig. 129 - Valores de concentração em fosfatos nos quatro locais de estudo

6.7.3.2.2.6 Sódio, Cloretos, Sulfatos, Nitratos e Magnésio

Do conjunto de análises realizadas há vários parâmetros para os quais se observa a presença de valores mais elevados de concentração na área mais recentemente ardida de Penhascoso. Não obstante, não é claro qualquer padrão de evolução após o período de incêndio, pelo que a atribuição da causa desse aumento a um incêndio não é linear, embora se possa estar em presença de um parâmetro cujo efeito se faz sentir por diversos meses. A Fig. 130 apresenta os resultados para as concentrações em sódio (*Na*), observando-se uma

razoável constância de valores ao longo de todo o período monitorizado.

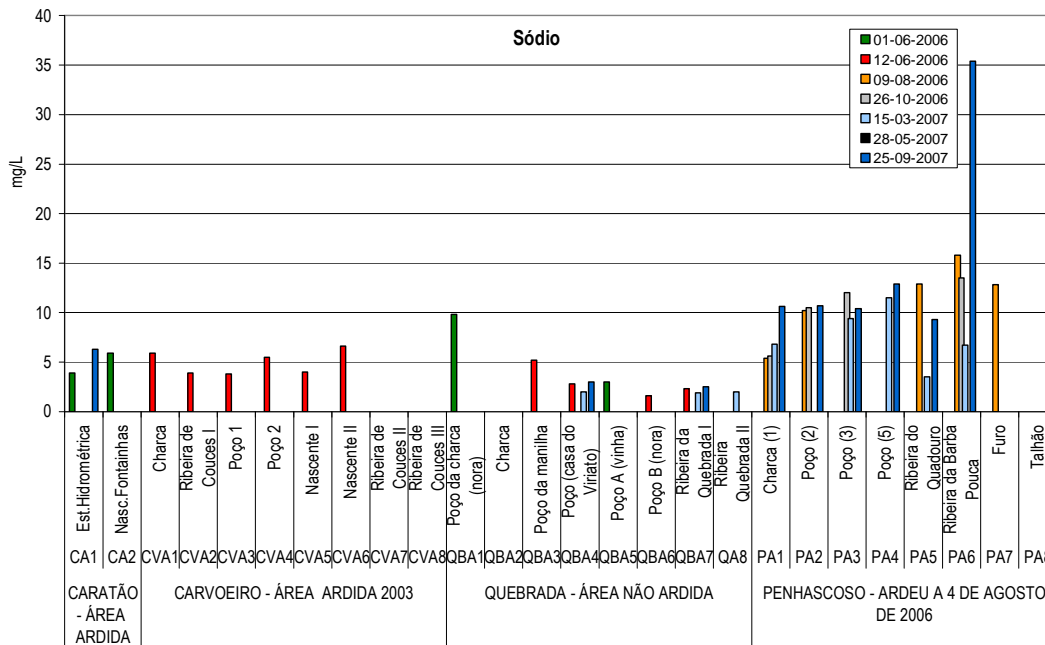


Fig. 130 - Valores de concentração em sódio nos quatro locais de estudo

Além do exemplo do parâmetro Na , não conclusivo relativamente à sua origem, há outros parâmetros que se encontram em situação idêntica para os casos de estudo analisados, e dos quais se referem os seguintes: Cl , SO_4 , NO_3 , Mg e Ca , representados nas Fig. 131, Fig. 132, Fig. 133 e Fig. 134.

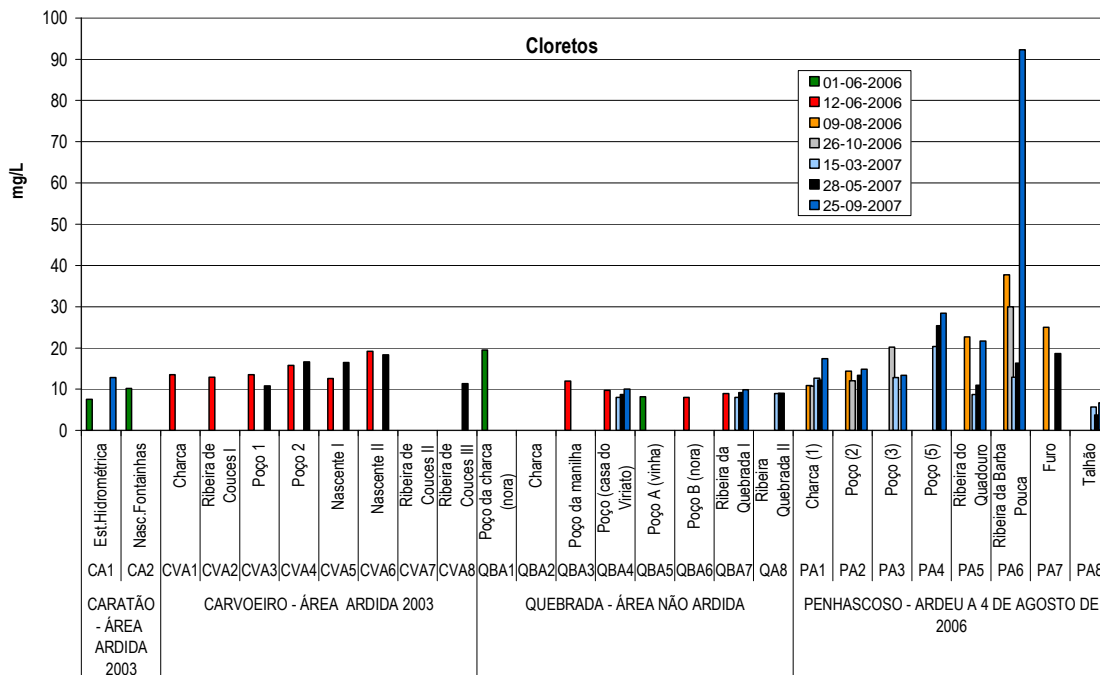


Fig. 131 - Valores de concentração em cloretos nos quatro locais de estudo

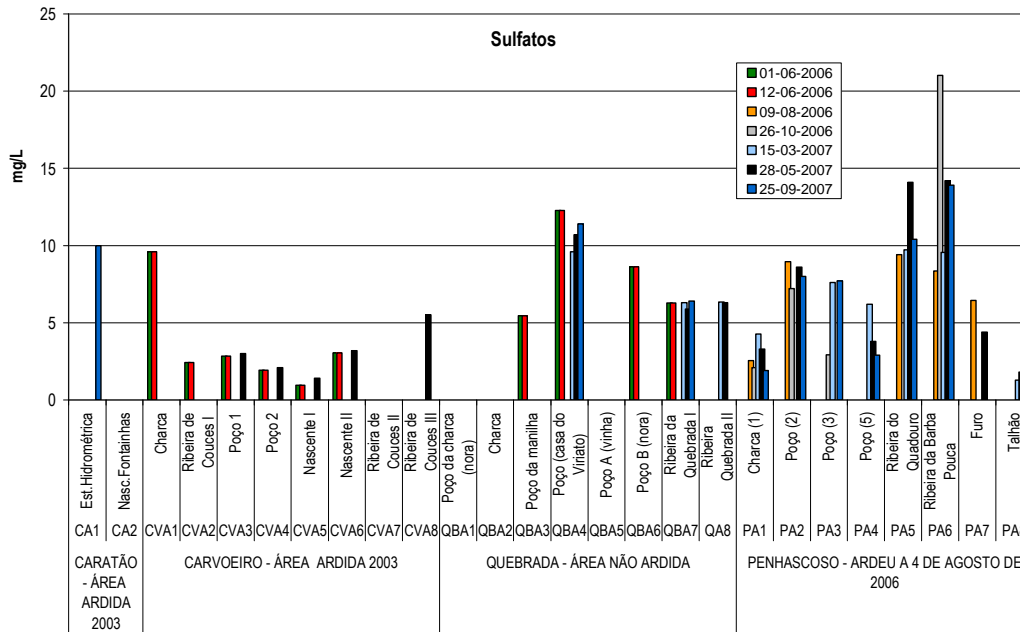


Fig. 132 - Valores de concentração em sulfatos nos quatro locais de estudo

No caso da concentração de nitratos (NO_3) na água (Fig. 133), observa-se a presença de valores baixos, embora se destaque o aumento das suas concentrações nas águas superficiais logo após o incêndio. Contudo, após a diminuição dos valores durante vários meses, observa-se novo aumento que poderá ser atribuído a outras origens, resultantes da ocupação do solo na área da bacia hidrográfica.

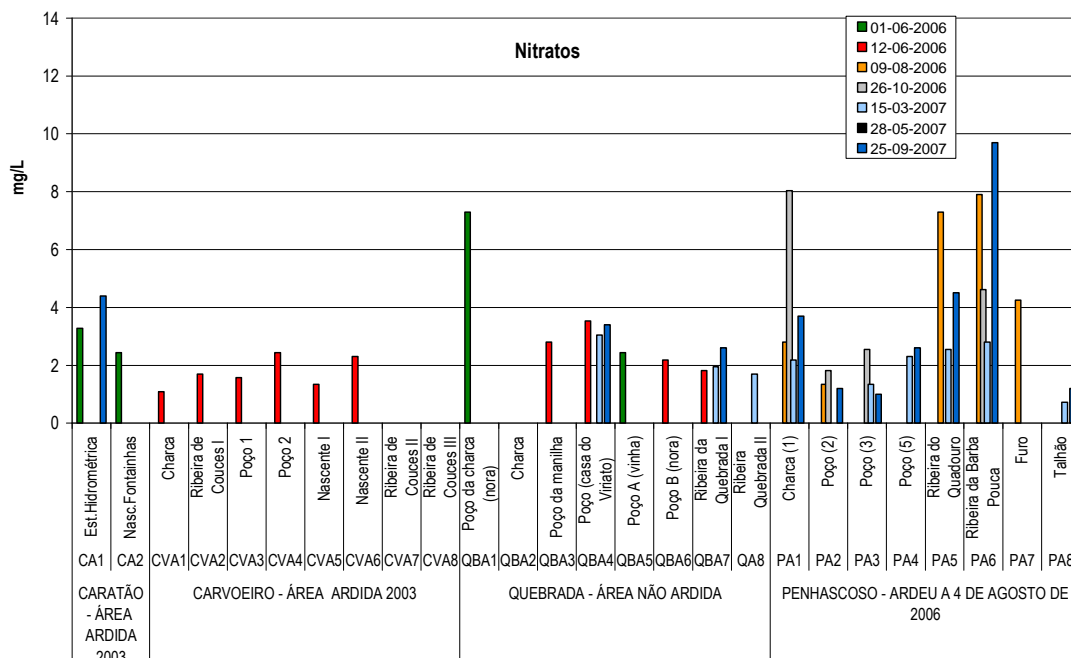


Fig. 133 - Valores de concentração em nitratos nos quatro locais de estudo

Para o magnésio (Mg), (cf. Fig. 134) os valores tendem a ser muito baixos na área não ardida, atingindo os valores mais elevados para o furo e a ribeira da Barba Pouca, na zona de

Penhascoso. Curiosamente os valores mais elevados na ribeira ocorrem posteriormente (Outubro) ao pico de concentrações registado no furo (9 de Agosto).

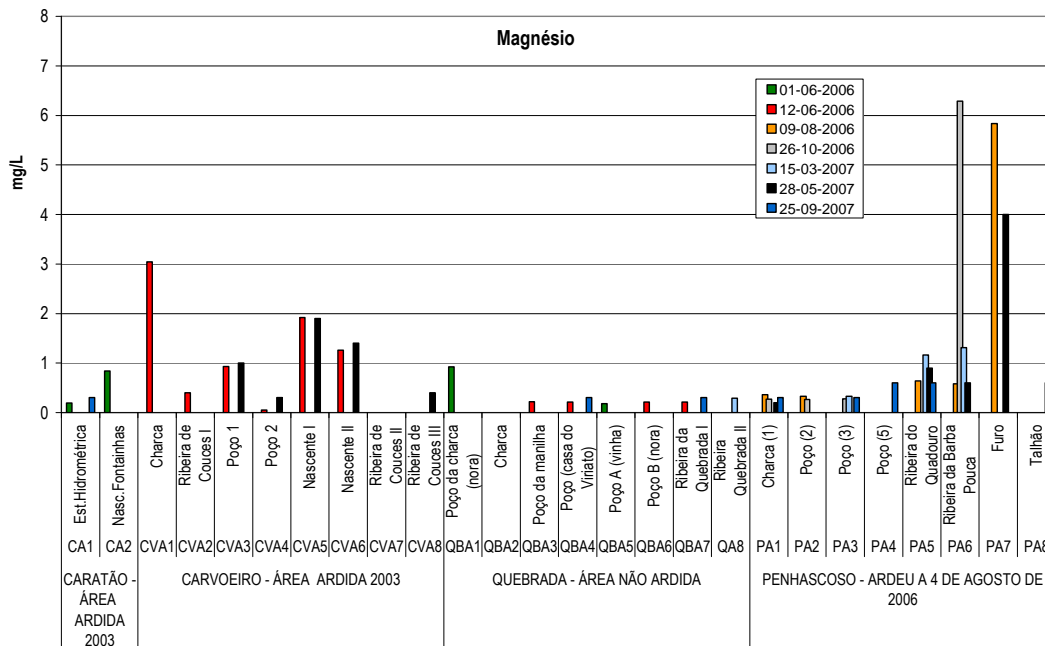


Fig. 134 - Valores de concentração em magnésio nos quatro locais de estudo

6.7.3.3 Valores de concentração em manganês (*Mn*) na água da bacia do rio Zêzere (vale de Manteigas)

Para uma aproximação aos esquemas de monitorização aplicados nas outras áreas de estudo do Projecto seleccionou-se também a área do vale do Zêzere (Manteigas) para a monitorização da qualidade da água superficial e subterrânea. Assim, e na sequência de um fogo florestal que ocorreu na primeira quinzena de Maio de 2005 nesta área, fez-se: (1) uma primeira deslocação a esta zona para a colheita de amostras de água superficial no rio Zêzere em 30 de Outubro de 2005, logo após as primeiras chuvadas; (2) uma segunda deslocação no dia 03 de Novembro de 2005 e (3) uma última deslocação em 10 de Novembro de 2005.

A água recolhida foi analisada no Instituto Nacional de Saúde Dr. Ricardo Jorge. Os resultados obtidos, confirmaram a existência de valores elevados de *Mn* (manganês) na amostra de água recolhida em 30 de Outubro. O valor encontrado foi de 7 810 µg/l. Tal facto poder-se-á dever ao arrastamento das cinzas para as águas do rio Zêzere, provocado pelo incremento da erosão causada pela precipitação ocorrida após o fogo florestal. Chambers *et al.* (1994) citado por Bitner *et al.* (2001) referem um aumento de concentração de *Mn* em 279% num solo após um incêndio. Outros autores em Bitner *et al.* (2001) referem que a origem dos valores elevados de *Mn* se pode dever à vegetação queimada, particularmente a folhas de resinosas.

Verificou-se também que a água colhida no rio Zêzere cinco dias depois (3 de Novembro) mostrou uma concentração mais baixa (14 µg/l) em *Mn*; passados mais sete dias não se encontrou manganês, estando os valores das análises abaixo dos limites de detecção (<1 µg/l).

Para as mesmas amostras de água foram feitas também análises ao carbono orgânico dissolvido. Para as mesmas datas foram encontrados valores de 21 mg/l (30 de Outubro de 2005), 1,6 mg/l (3 de Novembro) e <1 mg/l (10 de Novembro de 2005). O conjunto dos dados mostra que o carbono pode ser um importante traçador da poluição provocada pelos fogos sobre as águas superficiais e, eventualmente, subterrâneas.

6.7.4 Considerações finais

Em síntese, a análise dos resultados da monitorização nos quatro locais de estudo permitiu verificar a presença de elementos nas águas subterrâneas e superficiais cuja origem se deverá às cinzas dos incêndios e aos solos. De entre o conjunto de elementos identificados como potencialmente originados pelos incêndios, apresentam-se no Quadro 89 – aqueles que foram encontrados nos casos de estudo analisados, o que aconteceu em especial na zona de Penhascoso. O Quadro 89 apresenta ainda, na última coluna, uma proposta dos parâmetros que deveriam continuar a ser analisados no futuro, na medida em que são elementos cujo efeito, em termos teóricos, se faz sentir vários anos após os incêndios.

Quadro 89 – Parâmetros detectados nas águas analisadas nos quatro locais de estudo e parâmetros a analisar no futuro

PARÂMETRO	Detecção (sim ✓; Possivelmente ?; Não ✗)	No futuro
Carbono (C ou MO)	✓	Analisar
Cálcio (Ca)	✗	
Magnésio (Mg)	✗	
Sódio (Na)	?	
Potássio (K)	✓	Analisar
Azoto (N)	?	
Sulfato (SO ₄)	?	
Fósforo (P)	✓	
Manganês	Não analisado	Analisar
Silica	✓	

A análise dos resultados da monitorização nos quatro locais de estudo permitiu verificar, em 2006, a presença de diversos elementos nos solos cuja origem se deverá às cinzas dos incêndios. Pelo menos 10 dos 16 HAPs considerados prioritários pela US EPA – acenaftileno, antraceno, benzo(a)antraceno, benzo(b)fluoranteno, criseno, fluoranteno, fluoreno, naftaleno, indeno(1,2,3-cd)pireno, fenantreno e pireno – foram identificados nas amostras de solos queimados recolhidas na área de estudo de Penhascoso, observando-se que os valores registados para os HAPs, individualmente, são bastante inferiores aos esperados. Nas amostras de solos recolhidas em 2007 já não se encontraram HAPs. Justifica-se, no entanto, a

necessidade de um controlo nas áreas em que ocorram fogos florestais, para minimizar os riscos de contaminação ambiental e consequentemente a exposição humana a estes contaminantes.

Não se verificou a presença de HAPs na maioria das amostras de água subterrânea e superficial recolhidas em 2006 e 2007, com excepção das amostras de água recolhidas no talhão experimental de escoamento em 2006, onde se verificou a presença de acenafteno e naftaleno.

O cruzamento dos resultados da monitorização da qualidade da água superficial na bacia do Rio do Zêzere (vale de Manteigas), em 2005, confirmou a existência de valores elevados de Mn (manganês), o que sugere que este elemento é mobilizado do solo após a ocorrência dos fogos florestais. Os estudos mostram ainda que o carbono pode ser um importante traçador da poluição sobre o meio hídrico, provocada pelos fogos.

7 Aplicação dos Conhecimentos Adquiridos a um Caso de Estudo: A Bacia do Rio Zêzere a Montante de Manteigas

No seguimento das actividades desenvolvidas dentro do âmbito do Projecto POCI / AGR / 59180 / 2004 “Avaliação dos impactes dos fogos florestais nos recursos hídricos subterrâneos”, procurou-se fazer a integração das diversas componentes do projecto, aplicando-as a um caso prático de estudo: o vale do rio Zêzere, a montante de Manteigas, na região do incêndio de 2005.

7.1 Introdução

Neste capítulo faz-se a integração dos conhecimentos adquiridos nos estudos apresentados nos capítulos anteriores, aplicando-os à análise do impacte da poluição dum fogo florestal numa vasta área ardida da bacia hidrográfica do Zêzere, no ano de 2005, que se estendeu desde a região de cabeceira até às vizinhanças de Caldas de Manteigas. Esta é uma área ecológica e hidrogeologicamente sensível, sobrepondo-se a zonas definidas como área de recarga do sistema de águas termais de Caldas de Manteigas, de acordo com Marques *et al.* (2007), ocupando também um amplo sector SE da Área Alargada de Protecção às Captações de Caldas de Manteigas (Moinante *et al.*, 2005).

Com a integração dos conhecimentos expostos nos capítulos anteriores, adquiridos no decurso deste projecto, pretende-se avaliar o impacte do fogo florestal nos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio Zêzere considerando: (1) o tipo e densidade de coberto vegetal existente à data do incêndio, na área ardida; (2) os tipos de poluentes que podem ser libertados pelas diferentes comunidades vegetais afectadas pelo fogo; (3) a extensão e volume do

aquífero e a sua porosidade eficaz, o que permite aferir dos volumes de reservas de água nesta zona; (4) a recarga média anual; (5) o tempo de permanência das águas no sistema subterrâneo. Com base em todos estes aspectos pretendeu-se elaborar uma metodologia para definir o volume de poluente entrado no sistema, o seu tempo de transporte dentro do sistema subterrâneo (e portanto a velocidade de depuração deste sistema) e assim o tempo em que a poluição poderá ficar retida dentro do sistema subterrâneo. Nesta metodologia deverá também considerar-se as interacções entre o sistema superficial e subterrâneo, de modo a avaliar como estas interacções interferem nos processos de depuração – e portanto na resiliência – do sistema hídrico no seu todo. O objectivo final é o de determinar, se a zona do vale do Zêzere afectada pelo fogo (e eventuais áreas a jusante) poderá encontrar-se ainda contaminada em consequência do incêndio de 2005.

7.2 Caracterização da Área Ardida

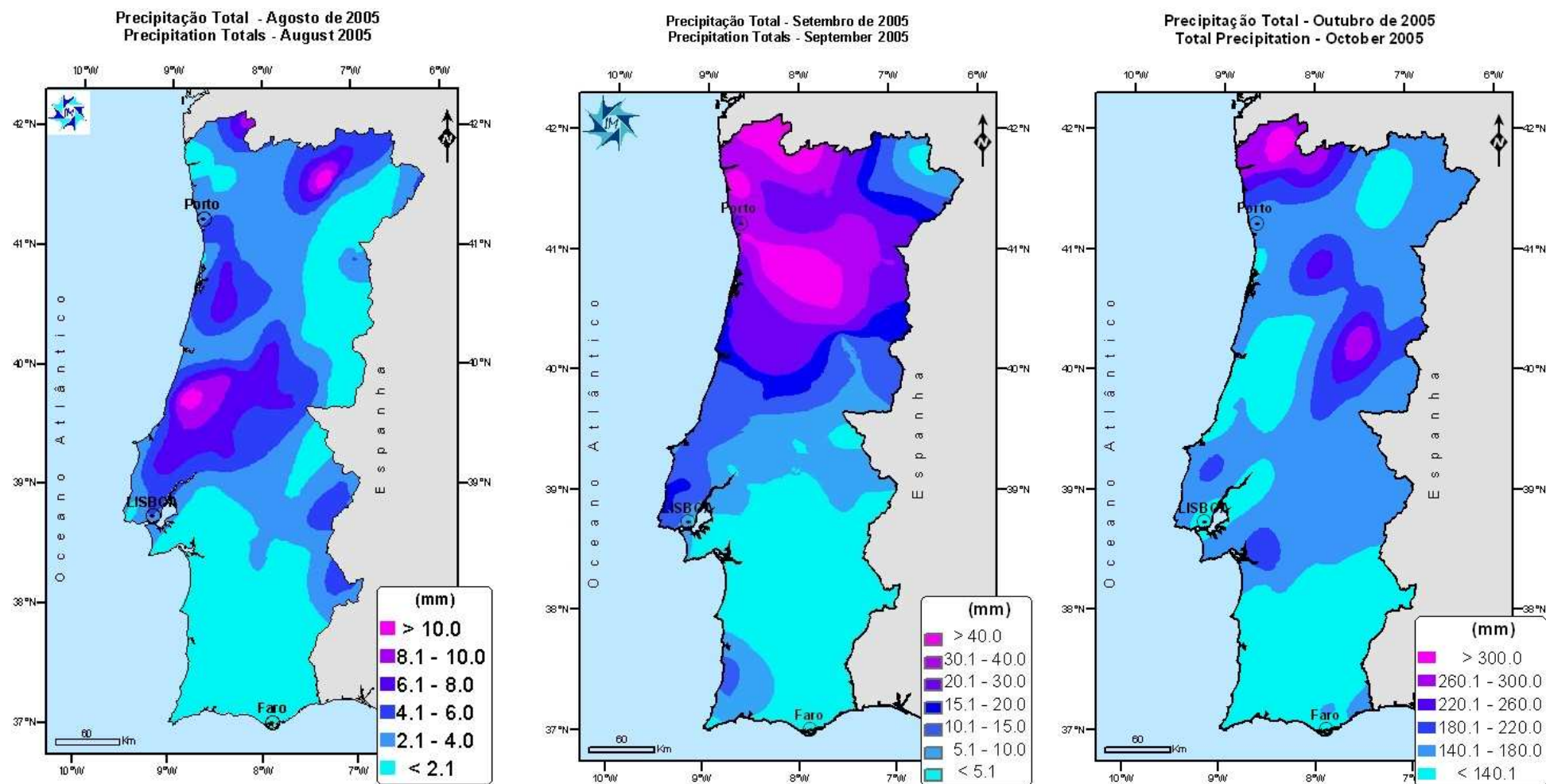
7.2.1 Precipitação

Segundo Vieira (2004, *in* Afonso *et al.*, 2006) o clima desta região tem traços mediterrânicos, com verões quentes e secos e uma época húmida que vai de Outubro a Maio. Segundo Vieira e Mora (1998, *in* Afonso *et al.*, 2006), as temperaturas médias anuais são inferiores a 7 °C nas zonas do planalto, sendo mais quentes na zona de fundo do vale do Zêzere. As precipitações médias anuais são superiores a 2 000 mm nas zonas planálticas, ou mesmo acima dos 2 500 mm na região da Torre, parecendo a precipitação ser sobretudo condicionada pelos efeitos de relevo, com a zona ocidental do maciço a apresentar um maior n.º de dias de chuva do que a região oriental Vieira (2004, *in* Afonso *et al.*, 2006).

Segundo o SNIRH, a precipitação na região de menor altitude, desde 1/10/1939 a 1/10/2005, referenciada ao posto udométrico da Covilhã, tem valor médio anual de 1 563,5 mm.

Para o período a seguir ao fogo de 2005, os valores de precipitação mensal são os que é se apresentam no Quadro 90.

Na Fig. 135 são apresentados os mapas de distribuição das precipitações mensais de 2005 nos meses pós-fogo, fornecidos em www.meteo.pt.



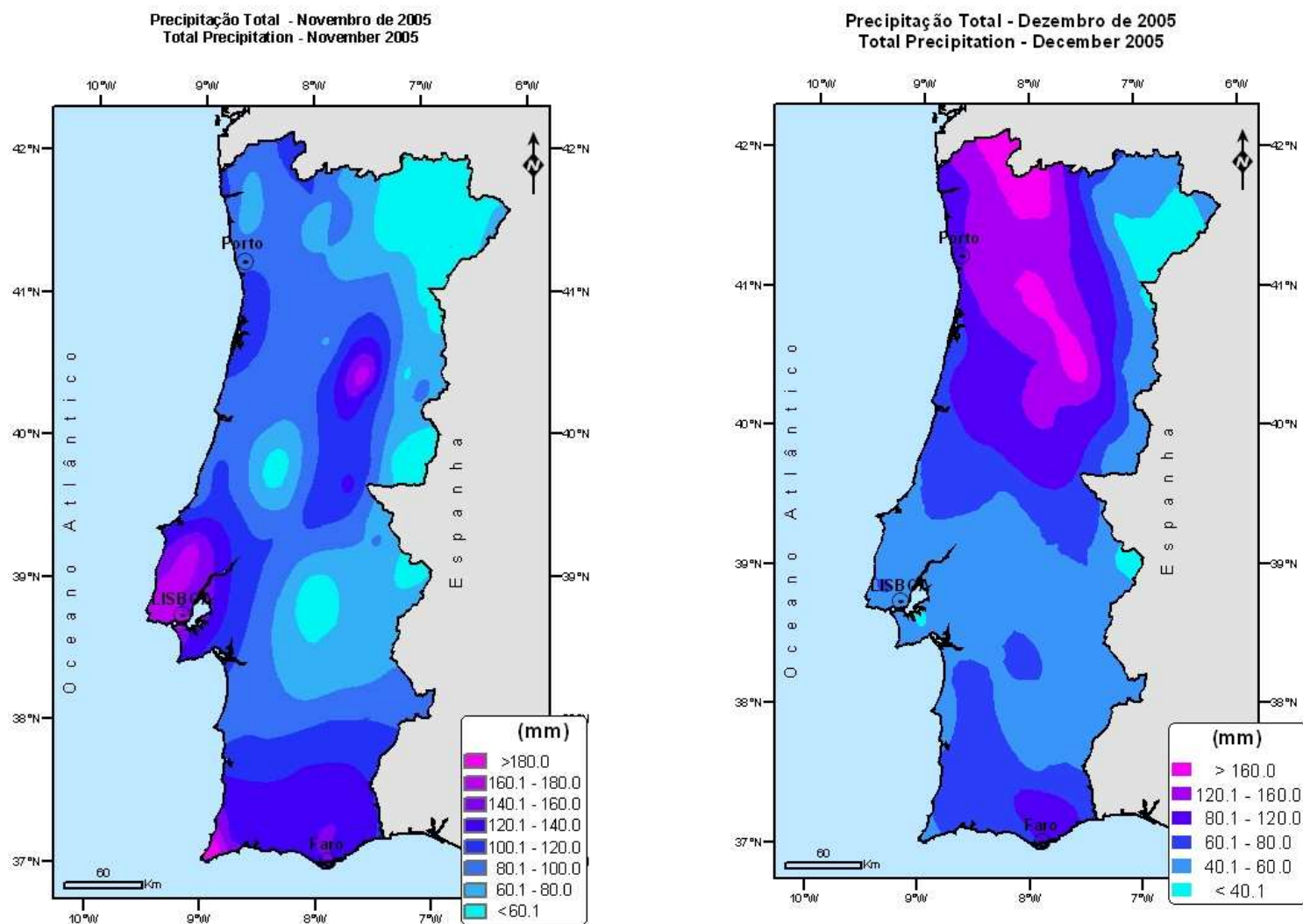


Fig. 135 - Precipitação durante 2005 após a ocorrência do incêndio no vale do Zêzere

Quadro 90 – Precipitação mensal no posto da Covilhã após o fogo de 2005 no vale do Zêzere

Data	Precipitação (mm)	Data	Precipitação (mm)
01/08/2005	0.7	01/09/2006	102.7
01/09/2005	9.5	01/10/2006	427.4
01/10/2005	312.7	01/11/2006	495.7
01/11/2005	117.7	01/12/2006	129.9
01/12/2005	150.2	01/01/2007	26.4
01/01/2006	37.3	01/02/2007	192.3
01/02/2006	118.3	01/03/2007	65.9
01/03/2006	213.9	01/04/2007	91.3
01/04/2006	90.5	01/05/2007	94.8
01/05/2006	3.2	01/06/2007	101.9
01/06/2006	15.9	01/07/2007	5.4
01/07/2006	10.6	01/08/2007	42
01/08/2006	21.8		

7.2.2 Geologia e Geomorfologia

A bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante de Manteigas compreende uma área de cerca de 30 km², integrada na Cordilheira Central Ibérica, pertencente à região designada por Zona Centro Ibérica do Maciço Ibérico (Ribeiro *et al.*, 1990). A área de estudo corresponde a um vale glaciário de orientação NNE-SSW, encaixado na Serra da Estrela, ao longo da falha activa do Zêzere, que corresponde ao extremo sul do sistema activo da falha da Vilariça. O vale tem um traçado rectilíneo, característico de vale encaixado em fracturas de rochas cristalinas, com um perfil em U atestando a sua origem glacial, estando circundado por dois importantes planaltos e alguns vales suspensos (como o vale da Candeeira). A zona de montante do vale do Zêzere encontra-se delimitada a sul pela região de portela da Nave de Santo António. Os planaltos referidos têm altitudes que variam entre (Vieira, 2004, *in* Marques *et al.*, 2007):

- **Torre - Penhas Douradas** – 1 450 a 1 993 m e que inclui as regiões da Torre, Piornal, Curral do Martins, etc., estando situado na zona ocidental da bacia hidrográfica;
- **Alto da Pedrice - Curral do Vento oriental** – 1 450 a 1 760 m e que inclui as regiões de Poios Brancos, Curral do Vento.

A bacia hidrográfica do Zêzere inclui portanto a zona mais elevada da Serra da Estrela – e por acréscimo de todo o território português continental – que se situa na Torre, aos 1993 m; o ponto mais baixo da área em estudo, na zona do posto hidrométrico de Manteigas, situa-se aos 875 m de altitude.

O vale foi entalhado durante o último período glacial, terminado há cerca de 10 000 anos. As formas e depósitos glaciares do Pleistocénico superior marcam o sector superior do vale do Zêzere (Daveau *et al.*, 1997, Vieira, 2004).

As formações geológicas existentes na região incluem (Marques *et al.*, 2007; Afonso *et al.*, 2006):

- **Rochas cristalinas pré-câmbricas e hercínicas** – representadas por granitos, xistos e grauvaques. Os granitos incluem duas fácies (Acavaco, 1991):
 - **Granito porfiróide de grão grosseiro** – a rocha mais comum na região, tem cor branca a levemente acinzentada; possui zonas de maior alteração, mais friáveis, de tons creme, amarelados ou vermelhos, podendo nessas áreas ocorrer o granito sob forma desagregada ou já transformado em areão granítico.
 - **Granito não porfiróide, de grão médio ou fino a médio** – é a fácies mais antiga e deformada da região. Aflora em faixas alongadas de direcções WNW-ESSE ou NW-SE, com poucas dezenas de metros de largura, surgindo encaixadas nos granitos porfiróides. O contacto é brusco mas de difícil observação devido à alteração. Supõe-se que estas se estendam para ESE até à falha do Zêzere, apesar de tal ser dificilmente confirmado devido à cobertura fluvio-glaciar da zona.
- **Cobertura sedimentar quaternária** – representada por aluviões, depósitos de vertente e depósitos fluvio-glaciares (e.g. moreias). Os depósitos fluvio-glaciares são depósitos sedimentares de dimensões variáveis, predominando os elementos graníticos; têm uma grande variabilidade tanto granulométrica como no índice de rolamento dos elementos. Ocorrem também depósitos de moreias e blocos erráticos, os quais são grandes blocos abandonados durante a fase de recuo do glaciar.

O vale do Zêzere é um vale com controlo tectónico-estrutural, e, de acordo com Marques *et al.* (2007), a mais importante estrutura da região é a falha Bragança-Vilariça-Manteigas, de orientação NNE-SSW, e componente de movimentação em desligamento esquerdo. Esta estrutura pertence a um sistema de falhas hercínicas tardias reactivadas pela compressão associada à orogenia alpina, e que deu origem à Serra, formando uma estrutura em horst (Ribeiro *et al.*, 1990). Marques *et al.* (2007) faz uma caracterização da fracturação na região do Vale do Zêzere, onde é visível o acentuado predomínio das fracturas e lineamentos de orientação NE-SW. As nascentes minerais estão associadas a acidentes tectónicos menores, transversais ou sub-paralelos à falha activa do Zêzere-Vilariça, eles próprios também activos, funcionando como canais preferenciais de ascensão e descarga de água; estão com frequência associadas a faixas de granitos não porfiróides, como é o caso verificado na zona de Caldas de Manteigas, e também à formação de fendas de tração (Ribeiro e Almeida, 1981, *in* Acavaco, 1991).

7.2.3 Vegetação

A bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante de Manteigas compreende uma área de cerca de 27 km². A ocupação vegetal na área ardida em 2005, de acordo com Quinta-Nova *et al.* (2008) é a que se apresenta no Quadro 91:

Quadro 91 – Ocupação do solo na área ardida da bacia do Zêzere em 2005

Vegetação / Ocupação do solo	Área ardida (ha)
Matos	2200
Área ardida antes de 2005	208
Área agrícola	25
Pinho bravo	201
Povoamento de carvalhos	11
Povoamentos mistos de resinosas	211
Povoamentos mistos de folhosas e resinosas	149
Povoamentos mistos de folhosas	14
Outras resinosas	65
Outras folhosas	17

A Fig. 136 apresenta a distribuição das diferentes áreas de coberto vegetal na totalidade da área ardida:

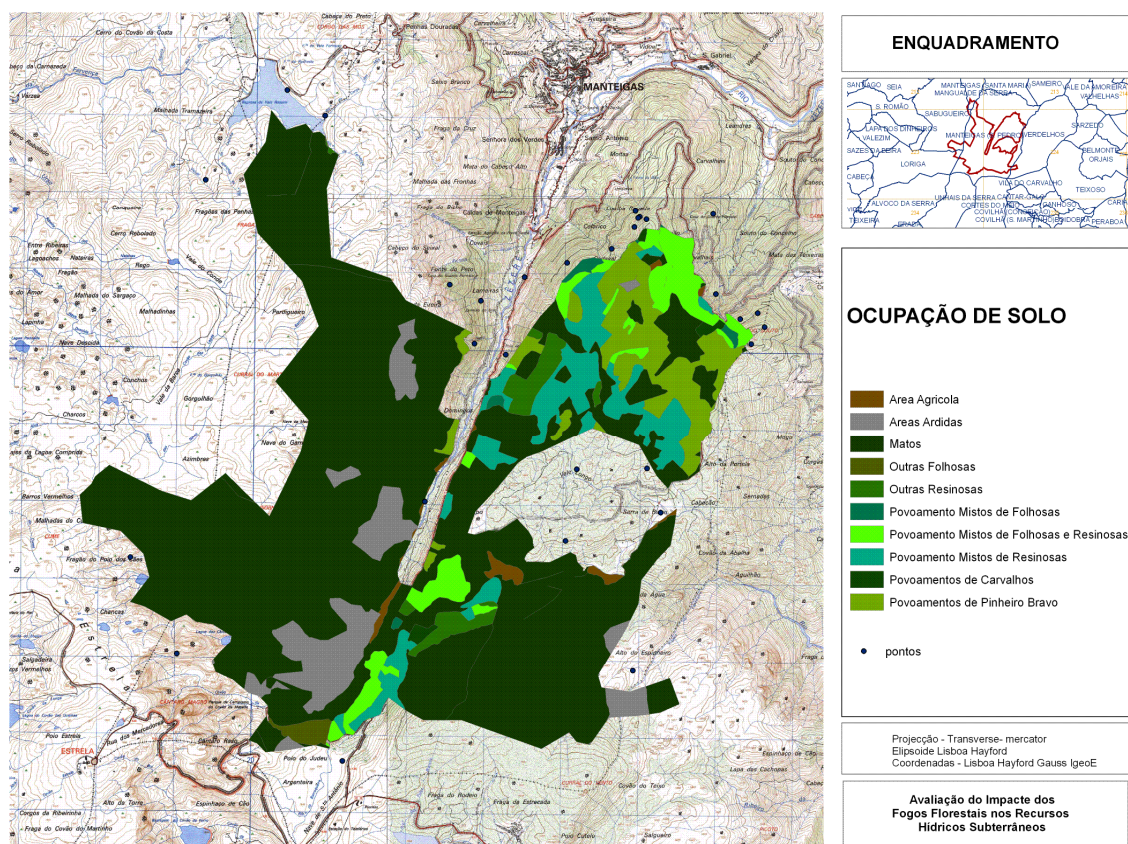


Fig. 136 - Ocupação vegetal da área ardida da bacia do Zêzere no ano de 2005 (Tujeira *et al.*, 2007)

Verifica-se assim que existe um largo predomínio das zonas de matos, seguido dos povoamentos de pinheiros, povoamentos mistos de resinosas e em menor área os povoamentos mistos de folhosas. Chame-se ainda a atenção para a significativa área ardida em fogos anteriores a 2005.

Desde 1991 ardeu na área um total de cerca de 208 ha. O fogo de maior extensão ocorreu em 2005, tendo consumido 3 101 ha (dentro e fora do vale do Zêzere); este fogo, dentro da bacia do Zêzere, afectou uma área de cerca 65% na região entre a nascente e Manteigas, isto é, cerca de 18 km².

7.3 Modelo Hidrogeológico Conceptual

Tendo em consideração o tipo de litologias presentes e as propriedades hidráulicas dos materiais, foram definidos dois tipos de aquíferos em função do seu funcionamento:

- **Aquíferos fracturados** – os que se desenvolvem nos granitos e rochas metassedimentares (xistos, grauvaques e metaconglomerados);
- **Aquíferos porosos** – os que se desenvolvem nas formações de cobertura (aluviões, moreias e outros depósitos fluvio-glaciares).

Considerando a sua distribuição espacial, em particular a profundidade de ocorrência e os diferentes percursos de circulação, Marques *et al.* (2007) definem três sistemas aquíferos:

- **Superficial** – aquíferos superficiais, livres, hidráulicamente conectados com a zona vadosa; abrangem os depósitos de cobertura e são tipicamente aquíferos porosos. A sua espessura é relativamente pequena e, se se considerar que a sua área abrange essencialmente o fundo do vale do Zêzere, pode admitir-se um volume de armazenamento relativamente limitado. São contudo importantes porque se situam em áreas de possível recarga, por drenância, para o aquífero termal profundo e aquíferos sub-superficiais. De acordo com os estudos hidroquímicos e isotópicos de Marques *et al.* (2007) estas águas são recentes, provindo sobretudo da recarga local e têm percursos de circulação subterrânea relativamente curtos;
- **Sub-superficial** – aquíferos semi-confinados, pouco profundos, cuja circulação se faz nos granitos, ao longo do sistema de fracturas mas sem atingir a profundidade de circulação do sistema profundo. Tende a corresponder aos níveis produtivos associados a diaclases, entre as profundidades de 20 a 40 m. Descarregam para o fundo do vale, parecendo fazer a ligação hidráulica entre as áreas planáticas de recarga e o fundo do vale, donde a sua circulação é relativamente curta;
- **Profundo** – aquífero desenvolvido em profundidade, fissurado, cuja circulação se faz ao longo de fracturas profundas e dá origem às águas termais de Caldas de Manteigas. De acordo com os estudos hidroquímicos e isotópicos de Marques *et al.* (2007) a circulação neste aquífero pode atingir uma profundidade máxima de cerca 3,8 km; estas águas têm tempos de residência da ordem dos 10 000 anos.

Na zona de descarga, na região de Caldas de Manteigas, as águas surgiam em nascentes à superfície do depósito fluvio-glaciar, sendo hoje captadas por furos (AC1, AC2 e AC3), cujas zonas preferenciais de escoamento se situam abaixo dos 40 m de profundidade; estes furos podem captar várias zonas preferenciais de circulação, correspondentes a fracturas produtivas, separadas entre si por zonas improdutivas (Calado, 2001). Este aquífero possui um comportamento artesianos positivo⁴ que de acordo com Calado (2001, *in* Moinante *et al.*, 2005) se pode dever a:

- Diferenças de cota entre as zonas mais elevadas da região de recarga e a de exurgência;
- Existência de correntes de convecção em zonas muito profundas da crosta.

Outros autores, como INATEL (1998, *in* Moinante *et al.*, 2005), consideram apenas 2 sistemas aquíferos:

- **Sistema superficial** – onde Espinha *et al.* (2005) consideram dois tipos de águas com distintas hidrofacies: uma bicarbonatada sódica (nascentes de Covão do Boi, Jonja, Bisa, Nossa Sra. De Fátima); e uma cloretada sódica típica de nascentes nos planaltos de Nave de Sto. António e de Espinhaço de Cão.
- **Sistema profundo ou termo-mineral** – que na prática inclui os sistemas sub-superficial e profundo de Marques *et al.* (2007).

As zonas de recarga destes aquíferos são:

- **Sistemas aquíferos superficial e sub-superficial** – para o sistema sub-superficial as zonas de recarga serão essencialmente as áreas planálticas, embora alguma recarga possa ocorrer a partir das vertentes do vale do Zêzere e seus tributários; as áreas de descarga situam-se ao longo do vale do Zêzere e (para os aquíferos superficiais nos planaltos) na zona do fundo do vale da Candeeira e na Nave de Santo António (Marques *et al.*, 2007). O sistema superficial, sendo alimentado por drenância lateral pelo sistema sub-superficial, tem igualmente como zonas de recarga as áreas planálticas, e alguma recarga subsidiária que possa ocorrer nas vertentes; no entanto, este sistema recebe também recarga ao longo do fundo do vale, devido à infiltração directa da precipitação sobre as formações aluvionares e fluvio-glaciares;
- **Sistema aquífero profundo** – o sistema aquífero profundo é recarregado a partir das zonas mais permeáveis do maciço, associadas às estruturas tectónicas. Estas zonas de recarga incluem: (1) o sector NNE-SSW do vale do rio Zêzere, (2) a portela da Nave de Santo António, (3) os vales do Covão da Ametade e da Candeeira (Marques *et al.*, 2007).

⁴ Pelo menos registado nos furos AC1, AC2 e AC3.

As zonas de descarga são (Marques *et al.*, 2007):

- **Aquíferos superficial e sub-superficial** – descarregam para o fundo do rio e ao longo de nascentes.
- **Aquífero profundo** – descarrega na zona de Caldas de Manteigas, cujas características estruturais se caracterizam pela intersecção da fractura NNE-SSW dominante (falha do Zêzere) por fracturas conjugadas WNW-ESSE, a que se associam contactos entre faixas de granitos não porfiróides e o encaixante porfiróide, assim como fendas de tracção.

A circulação subterrânea está esquematizada na Fig. 137, onde é possível observar o aquífero superficial, as descargas do aquífero sub-superficial para o aquífero superficial situado no fundo do vale do Zêzere e a entrada de água para o aquífero profundo, com possível ligação entre o aquífero poroso superficial e o profundo pela área de fractura associada à falha do Zêzere (zona a cinzento na figura).

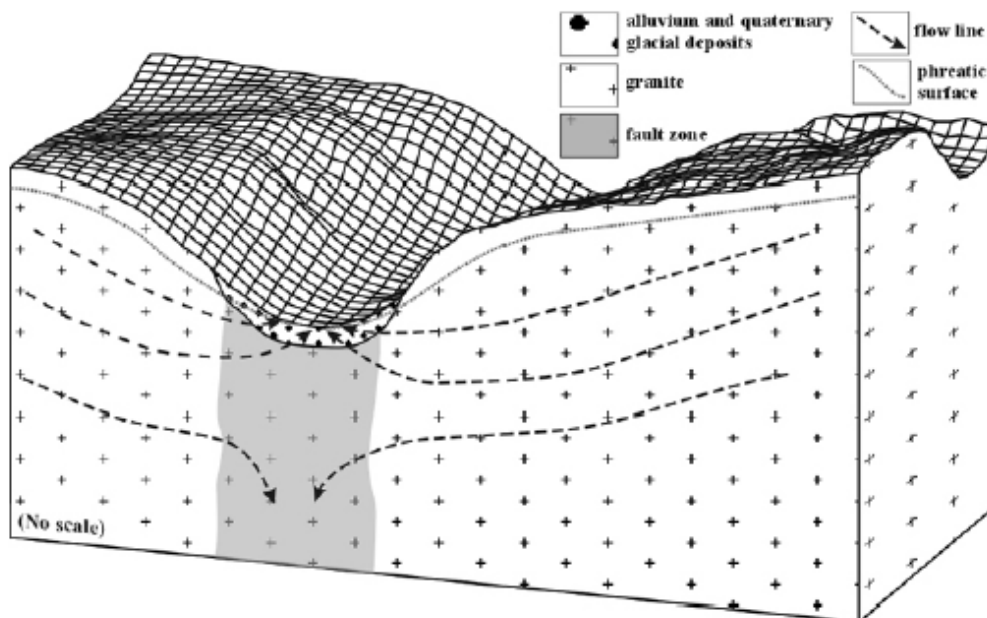


Fig. 137 - Esquema de circulação das águas ao longo dos três sistemas aquíferos (Espinha Marques *et al.*, 2006, *in* Marques *et al.*, 2007)

Considerando a componente superficial da circulação (escoamento directo) e tendo em atenção a geomorfologia glacial do vale, com vertentes de elevado declive, é de admitir que o escoamento superficial possa ser elevado, carreando rapidamente as cinzas e outros materiais poluentes resultantes do fogo para o fundo do vale. No fundo do vale os poluentes tenderão a entrar na rede hídrica mas podem também entrar no sistema aquífero subterrâneo.

Admite-se que a infiltração ao longo das vertentes após o fogo possa ser diminuta e que a entrada de poluentes para o meio subterrâneo se faça ou no fundo do vale pelo acarreo das águas de escorrência das vertentes, mas também nas zonas planálticas, escoando sub-superficialmente ao longo da camada de alteração dos granitos. A poluição pode também

infiltrar-se ao longo das fracturas dos sistemas sub-superficial e profundo.

Considerando a localização do sistema aquífero superficial e a sua possível ligação hidráulica com o sistema aquífero profundo, é de admitir a possibilidade de que a poluição devida ao fogo atinja não só o sistema aquífero superficial do vale do Zêzere mas possa também alcançar o aquífero profundo. Os eventuais impactes sobre o aquífero profundo deverão cingir-se às zonas de descarga, onde as águas contaminadas se poderão misturar com as águas termo-minerais. Naturalmente, as águas superficiais são afectadas e podem ser uma fonte de contaminação para os aquíferos por intermédio dos processos de infiltração.

7.3.1 Caracterização hidráulica dos aquíferos

Para calcular os volumes de água no aquífero superficial que poderão ser afectados pela poluição devida ao fogo, a sua importância em termos de volumes totais de reservas afectadas e o tempo de permanência da contaminação no aquífero é necessário conhecer um conjunto de parâmetros hidráulicos que caracterizem o aquífero quanto ao seu volume, capacidade de armazenamento e velocidade de circulação. Somente com base nesta caracterização será possível avaliar os impactes da entrada da massa de poluentes gerada pelo fogo de 2005 no sistema hídrico do vale do Zêzere. No Quadro 92 estão indicados alguns destes parâmetros básicos de caracterização.

Quadro 92 – Características hidráulicas para as formações constituintes do sistema aquífero superficial e dos aquíferos sub-superficial e profundo (INATEL, 1998, *in* Moinante *et al.*, 2005)

Parâmetros	Granitos		Depósitos fluvio-glaciares
Transmissividade (m ² /d) *	10 - 50		250
Condutividade hidráulica (m/d) *	0,9		10
Coef. armazenamento *	10 ⁻⁴		0,15
Porosidade eficaz (%)	Aquífero profundo	0,1	Cenário A = 5 (3) Cenário B = 15 (3) Cenário C = 30 (3)
	Camada de alteração	20 (2)	
Gradiente hidráulico (%)	Aquífero profundo	Cenário 1 = 36 Cenário 2 = 1	5 – 6 (longitudinal); 25 – 35 (transversal)
	Camada de alteração	Planalto 1 a 15 Vertentes 36 a 54	
Espessura saturada (m)	Aquífero profundo	AC1 = 86,6; AC2 = 78,3; AC3 = 69,9 (1)	23 - 24
	Camada de alteração	3	
Espessura total (m)	Aquífero profundo	> 3 800	25
	Camada de alteração	2 a 3 (4)	

(1) furos de captação do aquífero termal (profundo) em Caldas de Manteigas; (2) Walton (1988, *in* Lobo Ferreira *et al.*, 1995); (3) Custódio e Llamas (1976); (4) INATEL (1998); * referido ao aquífero profundo/termal

Em relação à porosidade eficaz nos **depósitos fluvio-glaciares** consideraram-se os valores apresentados em Custódio e Llamas (1979), dado não existir informação suficiente na literatura quanto aos valores efectivos de porosidade eficaz nas formações fluvio-glaciares presentes no vale do Zêzere.

Quanto ao gradiente hidráulico considerou-se, para os **depósitos fluvio-glaciares**, que este deveria acompanhar aproximadamente o declive topográfico do fundo do vale, dado que se está perante um aquífero poroso, livre, e nestes casos a superfície piezométrica tende no geral a acompanhar a topografia do terreno. Para os **granitos**, no aquífero profundo e segundo Moinante *et al.* (2005), o valor de 36% é derivado do plano que contém os níveis hidrostáticos dos 3 furos de Caldas de Manteigas e que pode representar condições locais; o valor de 1% foi considerado pelos mesmos autores como representativo de condições regionais, que incluem a área de escoamento para as captações, tanto mais que o valor de 36% poderia dar, a longas distâncias, valores de potencial hidráulico superiores às cotas topográficas mais elevadas. Assim, para o aquífero profundo, são considerados dois valores extremos, de modo a poder abranger o leque de valores reais que deverão ocorrer na área de estudo. Para a camada de alteração considera-se o máximo e o mínimo dos declives topográficos para a zona planáltica e para as vertentes, por razões similares às consideradas para os depósitos fluvio-glaciares.

A espessura saturada indicada para os **granitos** foi a determinada por Moinante *et al.* (2005) para os furos de captação das águas termais de Caldas de Manteigas (furos AC1, AC2 e AC3), no que respeita ao aquífero profundo; para a camada de alteração considerou-se uma espessura saturada levemente inferior à espessura total. Para os **depósitos fluvio-glaciares** considerou-se que o nível freático deverá estar próximo da superfície topográfica, e em ligação hidráulica com o rio Zêzere.

A espessura total nos **granitos** considerou dois sectores distintos: (1) o sistema aquífero profundo, com mais de 3,8 km, e cuja profundidade de circulação foi obtida por intermédio das temperaturas de reservatório dadas pelo geotermómetro de quartzo (98°C a 103°C), considerando um gradiente geotérmico de cerca 25°C/km (Marques *et al.* 2006); (2) a camada de alteração à superfície, que de acordo com INATEL (1998) terá 2 a 3 m de espessura⁵, e onde se admite que as águas infiltradas nas zonas graníticas e que não cheguem a atingir o aquífero sub-superficial e profundo possam circular, descarregando quer para os aquíferos no fundo do vale, quer contribuindo para o escoamento à superfície, por surgências nas zonas de vertente. Dado o tipo de unidades pedológicas apresentadas em Espinha *et al.* (2006) para as zonas planálticas, que são dominadas por leptossolos e afloramentos rochosos, com alguns umbrissolos, pode considerar-se que a espessura da camada de alteração nos planaltos não será muito superior a 3 m. Para os **depósitos fluvio-glaciares** adoptou-se o valor de 25 m, apresentado em INATEL (1998).

7.4 Recargas

Para a determinação da recarga não foi possível utilizar a metodologia dos hidrogramas de ribeiras, desenvolvido por Oliveira (1997), dado não se terem obtido as curvas de vazão para os postos hidrométricos da região de Manteigas (*cf.* Capítulo 3). Perante esta ausência de

⁵ Tendo espessura maior nas zonas planálticas, embora INATEL (1998) não haja definido tal espessura.

dados foi necessário construir cenários de recarga, baseados tanto em metodologias genéricas de cálculo de recarga, desenvolvidas pelo LNEC, como de informação existente na bibliografia, relativa ao cálculo das recargas para a região.

Os cenários considerados para uma situação pré-fogo foram os seguintes:

- **Cenário 1** – a recarga geral na região, considerando as formações graníticas, equivale a 15% da precipitação (Espinha Marques *et al.*, 2006). Os mesmos autores, de acordo com o modelo de balanço hídrico (Fig. 138) utilizado, chegaram a valores de infiltração da ordem de 55,9% da precipitação, sendo que esta infiltração é distribuída entre (1) o fluxo lateral que torna a surgir nas vertentes e se junta ao escoamento superficial e (2) a recarga efectiva dos aquíferos. Segundo estes mesmos autores, o fluxo lateral (ou hipodérmico) equivale a cerca de 40,6% da precipitação, o escoamento superficial directo ao longo das vertentes é de 13% da precipitação, e o escoamento devido à neve é de 14,3% da precipitação.
- **Cenário 2** – a recarga para a globalidade das formações (granitos e depósitos fluvio-glaciares) equivale a 25% da precipitação (INATEL, 1998);
- **Cenário 3** – considera valores diferentes de recarga para as formações cristalinas (granitos) e para os depósitos fluvio-glaciares.
 - **Para as formações graníticas** – utiliza-se o método da extrapolação das recargas que usa a recta de correlação da recarga versus precipitação (LNEC, 2000, *in* Moinante *et al.*, 2005) o que fornece um valor de recarga equivalente a 38% da precipitação;
 - **Para os depósitos fluvio-glaciares** – utiliza-se o método de Vermeulen *et al.* (1993, 1994), desenvolvido a partir do modelo matemático BALSEQ (Lobo Ferreira, 1982), o que fornece um valor de recarga equivalente a cerca de 52% da precipitação.

Os valores da recarga para estes diferentes cenários apresentam-se no Quadro 93:

Quadro 93 – Recargas médias para a área de estudo do vale do Zêzere e para diferentes séries temporais

Cenários		Intervalo temporal	Recarga (mm/ano)
Cenário 1	Granitos	Série de precipitação 1939 / 2005 (2)	235
		Série de precipitação pós 2005 (1)	194
Cenário 2	Conjunto das formações	Série de precipitação até 1998	450
		Série de precipitação pós 2005 (1)	324
Cenário 3	Granitos	Série de precipitação até 2000 (3)	600
		Série de precipitação pós 2005 (1)	492
	Fluvio-glaciar	Série de precipitação até 2000 (3)	837
		Série de precipitação pós 2005 (1)	673

(1) dados de precipitação de SNIRH para a estação da Covilhã (precipitação mensal como dados de base); (2) Precipitação média anual para a estação da Covilhã = 1564 mm (dados SNIRH); (3) Precipitação média anual = 1598 mm

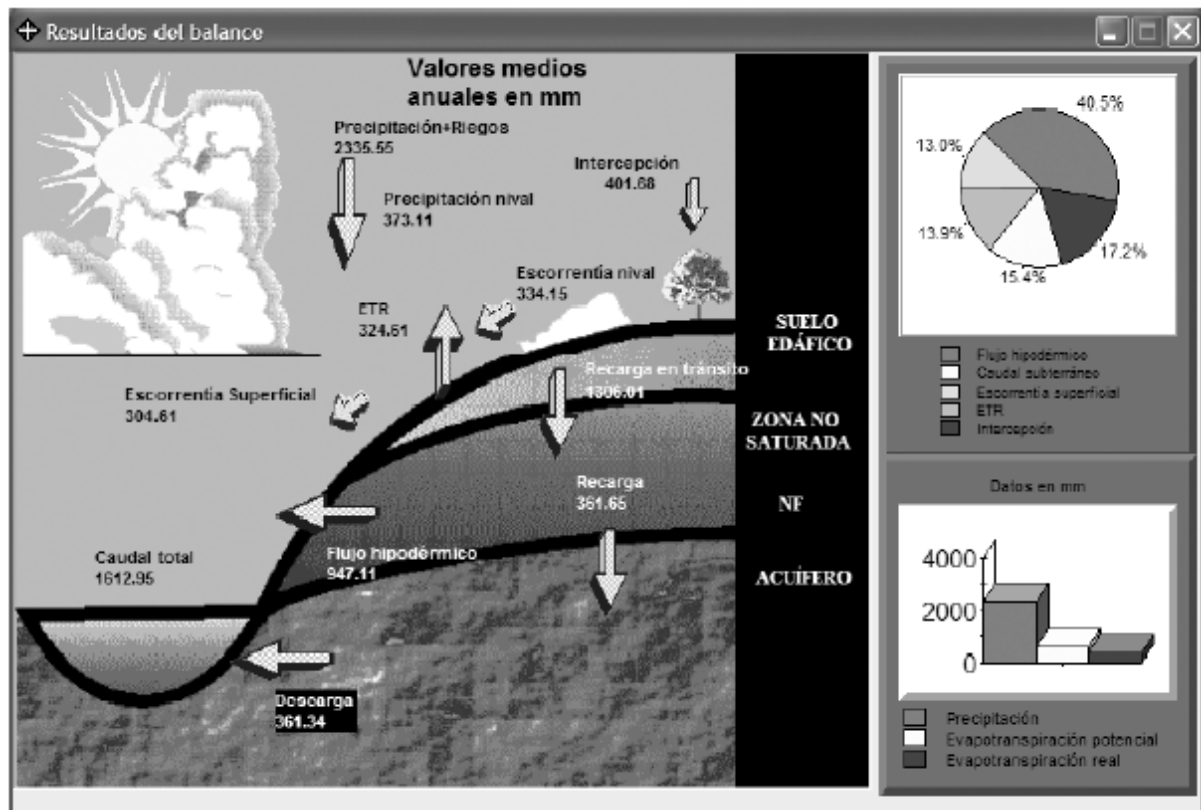


Fig. 138 - Balanço hidrológico da BZMM (valores médios anuais). In: Espinha *et al.* (2006)

Os valores percentuais de recarga do Cenário 1 (i.e. 15%) foram obtidos para as formações graníticas, na sequência de um conjunto de estudos relativos ao aquífero termal, não contemplando a recarga nos materiais sedimentares de cobertura, especificamente os depósitos fluvio-glaciares do vale do Zêzere. Os valores percentuais de recarga do Cenário 2 (i.e. 25%), calculados por INATEL (1998), não consideraram diferenças de infiltração entre as formações fluvio-glaciares e as graníticas, baseando os cálculos destes valores percentuais numa adaptação do método de Kessler (*cf.* INATEL, 1998). O Cenário 3 considera a diferença de recargas para as diferentes formações, aplicando metodologias distintas em cada caso. Estas metodologias são, pelo menos para o caso dos granitos, relativamente aproximativas e o ideal seria obter a recarga pelo método desenvolvido por Oliveira (1997) por ser o método que, trabalhando com dados da área de estudo, daria os resultados mais aproximados à realidade.

Para o estudo da poluição devida aos fogos é necessário conhecer os volumes de recarga que entraram no sistema hídrico subterrâneo, assim como os volumes de escoamento directo que percolaram ao longo do vale a partir da área ardida. Os valores de precipitação que interessam para o cálculo destes volumes são os relativos às precipitações após a altura do fogo, ou seja a série desde Agosto de 2005 até à data actual (Outubro de 2008). Deste modo o cálculo da recarga terá de ter em consideração as eventuais alterações do escoamento superficial directo após o fogo.

7.4.1 Cálculo do escoamento superficial após o fogo de 2005

Considerando o escoamento superficial, e para condições naturais da bacia, Espinha *et al.* (2006) contabilizaram que, face à precipitação média no vale do Zêzere, o caudal total do Zêzere corresponde a cerca de 69% da precipitação. Para estes 69% da precipitação, o fluxo hipodérmico contribui com 58,7% para o caudal total do Zêzere, o escoamento superficial directo contribui com 18,9% e a descarga dos aquíferos no leito do Zêzere (caudal de base) contribui com 22,4% para o caudal total deste rio (*cf.* Quadro 94).

Quadro 94 – Percentagens dos diversos contributos para o caudal do Zêzere face à precipitação média na bacia e ao caudal total deste rio (adaptado de Espinha Marques *et al.*, 2006)

	% Face à Precipitação Média	% Face ao Caudal Médio do Zêzere
Escorrência devida à neve	14,3	20,7
Escorrência superficial	13,0	18,9
Fluxo hipodérmico	40,6	58,7
Descarga de fundo	15,5	22,4

A escorrência superficial é o escoamento que desce pelas vertentes sem chegar a infiltrar-se, o escoamento devido à neve é o que resulta do degelo, o fluxo hipodérmico é a circulação lateral na zona não saturada e que acaba por reaparecer à superfície, juntando-se ao escoamento pelas vertentes do vale (*cf.* Espinha Marques *et al.*, 2006) e a descarga de fundo é o caudal de água que a zona saturada (presumivelmente o sistema aquífero sub-superficial) descarrega para o leito do rio.

Considerando o valor derivado de Espinha Marques *et al.* (2006) de que o caudal total do rio Zêzere corresponde a cerca de 69% da precipitação, antes do fogo de 2005, e sendo que no Capítulo 3 a análise da variação do escoamento após o fogo de 2005 indicia uma alteração no sentido do aumento do escoamento superficial, mas pouco conclusiva e não quantificável no estado actual dos conhecimentos, optou-se por considerar um conjunto de cenários de variação do escoamento superficial, para calcular as possíveis modificações dos volumes de escoamento superficial directo e outras componentes do escoamento que afectam o rio Zêzere. Admitiu-se que, embora ocorram alterações na proporção com que cada uma das diferentes parcelas do balanço hídrico (definidas pelo modelo de circulação hídrica definido por Espinha *et al.*, 2006) **que contribuem para o caudal do rio Zêzere** – é de esperar o aumento do escoamento superficial e a redução associada das recargas, e por consequência da descarga de fundo – o seu somatório global não será significativamente modificado. Assim, os cenários considerados basearam-se nas indicações relativas ao escoamento que foi possível inferir nesta bacia e que estão explanadas no Capítulo 3. Estes cenários são:

- **Cenário EscA** – alteração nula do escoamento (escoamento sobe 0%): corresponde a condições virtualmente inalteradas ou de reduzido impacto dos fogos sobre o escoamento; é o tipo de situação que poderá eventualmente esperar-se nas zonas planálticas com reduzida rede de drenagem. Os valores para este cenário estão dados no Quadro 95. O caudal total do Zêzere corresponde, deste modo, a 69% da precipitação.

- **Cenário EscB** – o escoamento sobe 5%: corresponde às condições médias prováveis das regiões planálticas com alguma rede de drenagem, podendo constituir o limiar inferior de variação das alterações assinaladas no escoamento no Capítulo 3. Os valores para este cenário estão dados no Quadro 96.
- **Cenário EscC** – o escoamento sobe 10%: corresponderá a condições de declive significativo e tenta representar um possível limiar superior de variação das alterações assinaladas no escoamento no Capítulo 3. Os valores deste cenário estão dados no Quadro 97.
- **Cenário EscD** – o escoamento sobe 15%: corresponderá a condições de declive elevado, como por exemplo as vertentes do vale do Zêzere. Este é um valor limite majorante face às alterações assinaladas no escoamento no Capítulo 3, e poderá ser eventualmente superior ao valor médio registado de alteração do escoamento no vale do Zêzere após o fogo. Contudo pretende representar condições extremas, como as que eventualmente podem ocorrer nas vertentes de muito elevado declive do vale do Zêzere. Os valores para este cenário estão dados no Quadro 98.

Partindo do modelo de circulação hidrológica de Espinha Marques *et al.* (2006) que serve de estrutura aos cálculos tanto do escoamento como da recarga que adiante se apresentam, tiveram de se realizar algumas simplificações, como por exemplo, admitir que o escoamento devido à neve se mantém constante, pois não se possuem dados que permitam aferir do impacto dos fogos sobre os aspectos do degelo. Também **não se entrou em consideração com a evapotranspiração** nesta fase, dado que o que se pretende determinar é a variação do escoamento e a variação no fluxo hipodérmico devido em exclusivo à variação do escoamento superficial directo. **A modificação dos valores da evapotranspiração será considerada nos cenários de cálculo de alteração da recarga, no subcapítulo seguinte.**

Para o **Cenário EscA**, considerando a média de precipitações após o fogo de 2005, e **para a área de granitos**, que constitui a maior parte da bacia, as componentes do escoamento (*cf.* Quadro 95) contribuem para o caudal do Zêzere com cerca 25 782 667 m³ (escoamento directo+escoamento devido à neve+fluxo hipodérmico+descarga de fundo), dos quais apenas 4 033 288 m³ correspondem a escoamento directo. Considerando **apenas a área ardida de granitos**, a contribuição destas componentes do escoamento para o caudal do Zêzere será da ordem dos 17 477 654 m³, dos quais apenas 2 734 101 m³ correspondem a escoamento directo. Para a **totalidade da área** (granitos + depósitos fluvio-glaciares) e a totalidade da área de estudo (zona ardida + zona não ardida), o caudal médio no rio Zêzere ronda os 894 mm/ano, ou seja, cerca de 27 758 729 m³/ano.

Como este é o cenário mais conservativo, que admite condições idênticas às ante-fogo, os valores determinados têm de ser considerados como valores mínimos para o escoamento superficial após o fogo. De facto, as indicações dos hidrogramas (*cf.* Capítulo 3) indiciam que o escoamento superficial deverá ser superior às condições ante-fogo, o que procura ser reflectido pelos cenários seguintes.

Quadro 95 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere, para o período de 2005 a 2008, para as áreas graníticas, considerando que não existe alteração significativa do escoamento devido ao fogo (Cenário EscA)

	Escurrência superficial	Escurrência devida à neve	Fluxo Hipodérmico	Descarga de fundo
Granitos – valor médio em mm	168,84 mm	185,22 mm	524,97 mm	200,29 mm
Granitos área ardida (16,19 km ²)	2 734 101 m ³	2 999 244 m ³	8 501 015 m ³	3 243 295 m ³
Granitos área total (23,7 km ²)	4 033 288 m ³	4 424 422 m ³	12 540 518 m ³	4 784 440 m ³

Assim, para o **Cenário EscB**, e admitindo-se que o fluxo hipodérmico terá uma redução da ordem dos 2% e a descarga de fundo para o rio Zêzere da ordem de 3%, os valores calculados de escoamento são os presentes no Quadro 96.

Quadro 96 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere após o fogo de 2005, para as áreas graníticas, considerando as condições do Cenário EscB

	Escurrência superficial	Escurrência devida à neve	Fluxo Hipodérmico	Descarga de fundo
Granitos – valor médio em mm	233,57 mm	185,22 mm	499,08 mm	161,44 mm
Granitos área ardida (16,19 km ²)	3 782 265 m ³	2 999 244 m ³	8 081 749 m ³	2 614 396 m ³
Granitos área total (23,7 km ²)	5 579 518 m ³	4 424 422 m ³	11 922 026 m ³	3 856 701 m ³

Para o **Cenário EscC**, e para manter a mesma proporcionalidade de variação, admitiu-se que o fluxo hipodérmico terá uma redução da ordem dos 4% e a descarga de fundo para o rio Zêzere da ordem de 6%. No Quadro 97 apresentam-se os valores calculados de escoamento para estas condições.

A manutenção desta proporcionalidade é discutível, dado que alterações no escoamento superficial directo podem não ter uma variação linear nas alterações das restantes componentes do ciclo hídrico mas, na ausência de dados que permitissem aferir este aspecto, optou-se pela simplificação da variação linear.

Quadro 97 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere após o fogo de 2005, para as áreas graníticas, considerando as condições do Cenário EscC

	Escurrência superficial	Escurrência devida à neve	Fluxo Hipodérmico	Descarga de fundo
Granitos – valor médio em mm	298,30 mm	185,22 mm	473,19 mm	122,61 mm
Granitos área ardida (16,19 km ²)	4 830 430 m ³	2 999 244 m ³	7 662 483 m ³	1 985 499 m ³
Granitos área total (23,7 km ²)	7 125 749 m ³	4 424 422 m ³	11 303 533 m ³	2 928 963 m ³

Para o **Cenário EscD**, e para manter a mesma proporcionalidade de variação, admitiu-se que o fluxo hipodérmico terá uma redução da ordem dos 6% e a descarga de fundo para o rio Zêzere da ordem de 9%. As ressalvas devidas a estas reduções são as mesmas do Cenário 3. No Quadro 98 estão os valores calculados destes diferentes fluxos.

Quadro 98 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo para o rio Zêzere após o fogo de 2005, para as áreas graníticas, considerando as condições do Cenário EscD

	Escoarência superficial	Escoarência devida à neve	Fluxo Hipodérmico	Descarga de fundo
Granitos – valor médio em mm	363,03 mm	185,22 mm	447,30 mm	83,78 mm
Granitos área ardida (16,19 km ²)	5 878 595 m ³	2 999 244 m ³	7 243 217 m ³	1 356 598 m ³
Granitos área total (23,7 km ²)	8 671 979 m ³	4 424 422 m ³	10 685 041 m ³	2 001 225 m ³

Não se realizaram cálculos para os depósitos fluvio-glaciares do fundo do vale porque se considerou que estes depósitos funcionariam principalmente como zonas de armazenamento, mesmo que temporário, das águas de escoamento provenientes das zonas graníticas (essencialmente vertentes mas também as contribuições superficiais e sub-superficiais vindas das áreas planálticas). Esta é uma simplificação, dado que algum escoamento superficial ocorrerá nestes depósitos; desconhecem-se porém os valores deste escoamento, o qual não parece contudo deixar marcas assinaláveis na topografia dos mesmos, pelo que se admitiu que tenha uma importância reduzida. Note-se ainda que estes valores são apenas valores-limiar das diferentes componentes do escoamento para cada cenário; os valores de escoamento superficial directo que melhor reflectem as possíveis condições da bacia após o fogo – calculados considerando as recargas e a transferência dos valores de evapotranspiração para as diferentes partes do ciclo hidrológico, dado que a ausência de vegetação implica que no 1º ano pelo menos a evapotranspiração não exista e a água disponível seja transferida para as restantes parcelas do balanço hídrico – são apresentados nos quadros do subcapítulo seguinte.

7.4.2 Cálculo da recarga considerando as alterações no escoamento superficial após o fogo de 2005

Para o cálculo da recarga nos depósitos fluvio-glaciares e nas camadas mais superficiais dos granitos, começou por se considerar um **Cenário 0** em que não existe fogo, ou seja, as diferentes componentes do ciclo hidrológico não são afectadas pela acção do fogo, e portanto os valores de escoamento superficial directo e recarga não sofrem qualquer alteração, para o período de Agosto de 2005 a Outubro de 2008. De acordo com este Cenário 0 os valores de recarga para os vários cenários de recarga considerados em 7.4. (e que não consideram os efeitos perturbadores do fogo sobre o ciclo hídrico) são os apresentados nos Quadro 99 e Quadro 100. Estes cenários de recarga referidos em 7.4. consideram diferentes percentagens de recargas efectivas para as diferentes litologias da bacia do Zêzere e, no caso dos granitos, diferentes formas de calcular estas recargas efectivas.

De especial importância em termos de impacte da poluição no rio Zêzere, nos primeiros anos pós-fogo, é a recarga que ocorre nos depósitos fluvio-glaciares, dado o seu contacto hidráulico directo com o rio, pelo que é importante calcular os volumes de recarga directa não apenas sobre a totalidade da área da bacia (Quadro 99) mas também os volumes de recarga sobre cada uma das formações geológicas.

Quadro 99 – Valores de recarga (em mm) para o período de 2005 a 2008, calculados com base em dados de precipitação do SNIRH, para condições na ausência de fogo (Cenário 0)

Ano	Precipitação anual média (mm)	Recarga (mm)			
		Cenário 1 = 15% PP	Cenário 2 = 25% PP	Cenário 3	
				Granitos = 38% PP	Fluvio-glaciares = 52% PP
2005	1194.8	179.22	298.70	454.02	621.30
2006	1755.8	263.37	438.95	667.20	913.02
2007	933.1	139.97	233.28	354.58	485.21
Média		194.19	323.64	491.94	673.17

Nas condições do **Cenário 0**, e considerando os cenários de recarga definidos em 7.4., o Quadro 100 apresenta os volumes de recarga para as formações fluvio-glaciares e granitos na área da bacia, diferenciando dentro de cada litologia as recargas entre áreas ardidas e não ardidas.

Quadro 100 – Volumes de recarga em função da litologia, para o período de 2005 a 2008 (calculados com base em dados de precipitação do SNIRH) para condições na ausência de fogo (Cenário 0)

Recarga em volume (m ³)				
Áreas (km ²)	Cenário 1 *	Cenário 2 *	Cenário 3 / Granitos	Cenário 3 / Fluvio-glaciares
Área total dos depósitos fluvio-glaciares dentro da bacia = 3,9	--	--	--	2 630 705
Área dos depósitos fluvio-glaciares dentro da área ardida = 1,5	--	--	--	0,993 871
Área dos granitos dentro da área ardida = 16,2	3 144 515	5 240 797	7 966 048	--
Área total de granitos dentro da bacia = 23,7	4 638 722	7 731 121	11 751 351	--

*Os cenários 1 e 2 são referenciados apenas às rochas graníticas, dado que originalmente a definição do seu valor de recarga se refere em exclusivo a granitos

Sabendo-se que um fogo irá modificar os valores de escoamento superficial directo e de evapotranspiração, afectando deste modo a recarga, os valores acima calculados referem-se a condições ante-fogo (**Cenário 0**), ou seja um valor limite em relação ao qual se poderão comparar os cenários pós-fogo. Porém, como se desconhecem quantitativamente as alterações induzidas pelo fogo sobre o escoamento superficial directo e a evapotranspiração, **as recargas para a área ardida** terão de ser calculada a partir dum conjunto de cenários que define condições modificadas teóricas de escoamento superficial directo e evapotranspiração.

Como primeiro pressuposto para a criação destes cenários, admite-se um valor nulo para a evapotranspiração, devido à destruição do coberto vegetal, sendo o volume de água desta parcela do ciclo hidrológico encaminhado para as outras parcelas deste ciclo. O segundo pressuposto é o de que a evaporação a partir do solo é desprezável, o que pode ser discutível mas é um pressuposto assumido com base na ausência de dados sobre a evaporação directa (sem a contribuição da vegetação) a partir dos solos da região. O terceiro pressuposto é o de que o escoamento superficial directo obedece ao comportamento considerado nos cenários do subcapítulo anterior.

Do cruzamento dos cenários considerados no subcapítulo 7.4. com os cenários de variação do escoamento, descritos no subcapítulo 7.4.1. têm-se o seguinte leque de cenários considerados para o cálculo da recarga:

• **Cenário 1** – cenários de recarga definidos de acordo com o cenário de circulação hídrica definido por Espinha Marques *et al.* (2006). As proporções de variação de fluxo hipodérmico e descarga de fundo (recarga que atinge o rio Zêzere por via de escoamento basal) mantêm-se idênticas às definidas em 7.4.1. Os valores de recarga para este conjunto de cenários são apresentados no Quadro 101:

- **Cenário 1AEscA** – toda a evapotranspiração vai para o escoamento devido à formação de solos hidrofóbicos; o escoamento superficial directo admite-se que não tenha variação de per si ($\Delta ESC = 0\%$) e portanto o acréscimo de escoamento dever-se-á apenas ao aporte da evapotranspiração.
- **Cenário 1AEscB** – considera-se uma subida de 5% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 5\%$), a que se soma toda a contribuição da evapotranspiração.
- **Cenário 1AEscC** – admite-se uma subida de 10% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 10\%$), a que se soma toda a contribuição da evapotranspiração.
- **Cenário 1AEscD** – admite-se uma subida de 15% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 15\%$), a que se soma toda a contribuição da evapotranspiração.
- **Cenário 1BEscA** – cerca de 5% da evapotranspiração vai para a recarga pois os solos hidrofóbicos não conseguem impedir por completo a infiltração no solo. O escoamento superficial directo admite-se que, de per si, não tenha variação ($\Delta ESC = 0\%$), sendo acrescido apenas pelos 95% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial⁶.
- **Cenário 1BEscB** – considera-se uma subida de 5% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 5\%$). 5% da evapotranspiração vai para a recarga. Os 95% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial.
- **Cenário 1BEscC** – considera-se uma subida de 10% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 10\%$). 5% da evapotranspiração vai para a recarga. Os 95% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial.
- **Cenário 1BEscD** – considera-se uma subida de 15% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 15\%$). 5% da evapotranspiração vai para a recarga. Os 95% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial.
- **Cenário 1CEscA** – 20% da evapotranspiração vai para a recarga pois considera-se que os solos hidrofóbicos apresentam numerosas descontinuidades que favorecem a recarga. Considera-se a ausência de variação do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 0\%$) de per si, e a sua variação deve-se apenas à adição dos 80% restantes de evapotranspiração.
- **Cenário 1CEscB** – considera-se uma subida de 5% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 5\%$). 20% da evapotranspiração vai para a recarga. Os 80% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial.
- **Cenário 1CEscC** – admite-se uma subida de 10% do escoamento superficial

⁶ O que é inferior aos 100% de evapotranspiração que foi adicionada ao escoamento superficial dos cenários 1A.

directo ($\Delta ESC = 10\%$). 20% da evapotranspiração vai para a recarga. Os 80% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial.

- **Cenário 1CEscD** – admite-se uma subida de 15% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 15\%$). 20% da evapotranspiração vai para a recarga. Os 80% restantes da evapotranspiração são adicionados ao escoamento superficial.

Quadro 101 – Valores do escoamento directo, fluxo hipodérmico e descarga de fundo no rio Zêzere após o fogo de 2005 para as áreas graníticas, considerando as condições do grupo de Cenários 1

Cenários	Granitos	Escoamento superficial	Fluxo Hipodérmico	Descarga de fundo / RAQ*	
1A	1AEscA	valor médio	348,77 mm	524,97 mm	194,19 mm
		área ardida (16,19 km ²)	5 647 716 m ³	8 501 015 m ³	3 144 515 m ³
		área total (23,7 km ²)	8 331 392 m ³	12 540 518 m ³	4 638 722 m ³
	1AEscB	valor médio	413,50 mm	499,08 mm	161,45 mm
		área ardida (16,19 km ²)	6 695 881 m ³	8 081 749 m ³	2 614 396 m ³
		área total (23,7 km ²)	9 877 622 m ³	11 922 026 m ³	3 856 701 m ³
	1AEscC	valor médio	478,23 mm	473,19 mm	122,61 mm
		área ardida (16,19 km ²)	7 744 046 m ³	7 662 483 m ³	1 985 497 m ³
		área total (23,7 km ²)	11 423 853 m ³	11 303 533 m ³	2 928 963 m ³
	1AEscD	valor médio	542,96 mm	447,30 mm	83,78 mm
		área ardida (16,19 km ²)	8 792 210 m ³	7 243 217 m ³	1 356 598 m ³
		área total (23,7 km ²)	12 970 083 m ³	10 685 041 m ³	2 001 225 m ³
1B	1BEscA	valor médio	339,77 mm	524,97 mm	209,28 mm
		área ardida (16,19 km ²)	5 502 035 m ³	8 501 015 m ³	3 388 975 m ³
		área total (23,7 km ²)	8 116 487 m ³	12 540 518 m ³	4 999 345 m ³
	1BEscB	valor médio	404,50 mm	499,08 mm	170,45 mm
		área ardida (16,19 km ²)	6 550 200 m ³	8 081 749 m ³	2 760 077 m ³
		área total (23,7 km ²)	9 662 717 m ³	11 922 026 m ³	4 071 607 m ³
	1BescC	valor médio	469,23 mm	473,19 mm	131,61 mm
		área ardida (16,19 km ²)	7 598 365 m ³	7 662 483 m ³	2 131 178 m ³
		área total (23,7 km ²)	11 208 948 m ³	11 303 533 m ³	3 143 868 m ³
	1BEscD	valor médio	533,96 mm	447,30 mm	92,77 mm
		área ardida (16,19 km ²)	8 646 529 m ³	7 243 217 m ³	1 502 279 m ³
		área total (23,7 km ²)	12 755 178 m ³	10 685 041 m ³	2 216 130 m ³
1C	1CEscA	valor médio	312,78 mm	524,97 mm	236,27 mm
		área ardida (16,19 km ²)	5 064 993 m ³	8 501 015 m ³	3 826 018 m ³
		área total (23,7 km ²)	7 471 771 m ³	12 540 518 m ³	5 644 061 m ³
	1CEscB	valor médio	377,51 mm	499,08 mm	197,44 mm
		área ardida (16,19 km ²)	6 113 158 m ³	8 081 749 m ³	3 197 119 m ³
		área total (23,7 km ²)	9 018 001 m ³	11 922 026 m ³	4 716 322 m ³
	1CescC	valor médio	442,24 mm	473,19 mm	158,60 mm
		área ardida (16,19 km ²)	7 161 322 m ³	7 662 483 m ³	2 568 220 m ³
		área total (23,7 km ²)	10 564 232 m ³	11 303 533 m ³	3 788 584 m ³
	1CEscD	valor médio	506,97 mm	447,30 mm	119,76 mm
		área ardida (16,19 km ²)	8 209 487 m ³	7 243 217 m ³	1 939 321 m ³
		área total (23,7 km ²)	12 110 462 m ³	10 685 041 m ³	2 860 846 m ³

*corresponde ao fluxo de base, ou seja, à recarga dos aquíferos que atinge o rio Zêzere.

• **Cenário 2** – cenários de recarga definidos conforme o cenário base de INATEL (1998). Neste cenário a parcela de evapotranspiração, transferida para os outros componentes do ciclo hidrológico dado admitir-se que após o fogo não há evapotranspiração, é de 550 mm/ano. Os valores de recarga para este conjunto de cenários estão no Quadro 102:

- **Cenário 2AEscA** – admite-se que não ocorra variação do escoamento superficial de per si ($\Delta ESC = 0\%$) mas, devido à formação de solos hidrofóbicos, a totalidade

da evapotranspiração (100% EVR) vai para o escoamento. A recarga corresponde aos 25% de precipitação, a que se retiram os valores da evapotranspiração (EVR, acima indicado) e do escoamento superficial, ou seja: $25\%PP - EVR - ESC$.

- **Cenário 2AEscB** – admite-se uma subida de 5% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 5\%$), o qual é subtraído aos 25% de precipitação. Toda a evapotranspiração vai para o escoamento, donde a recarga é: $25\%PP - (ESC+5\%ESC) - EVR$.
- **Cenário 2AEscC** – admite-se uma subida de 10% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 10\%$), a qual é subtraída aos 25% de precipitação. Toda a evapotranspiração vai para o escoamento e a recarga é: $25\%PP - (ESC+10\%ESC) - EVR$.
- **Cenário 2AEscD** – admite-se uma subida de 15% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 15\%$), a qual é subtraída aos 25% de precipitação. Toda a evapotranspiração vai para o escoamento e a recarga é: $25\%PP - (ESC+15\%ESC) - EVR$.
- **Cenário 2BEscA** – cerca de 5% da evapotranspiração vai para a recarga pois os solos hidrofóbicos não conseguem impedir por completo a infiltração no solo. Admite-se que não ocorra variação do escoamento superficial ($\Delta ESC = 0\%$) de per si, mas que receba 95% de acréscimo devido à evapotranspiração (inferior aos 100% de acréscimo de EVR dos cenários 2A). A recarga é assim: $25\% PP + 5\% EVR - ESC$.
- **Cenário 2BEscB** – admite-se uma subida de 5% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 5\%$), a que acresce 95% de EVR. 5% da EVR é adicionada à recarga, ou seja, à precipitação eficaz. A recarga corresponderá assim a: $25\%PP + 5\%EVR - (ESC+5\%ESC)$.
- **Cenário 2BEscC** – admite-se uma subida de 10% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 10\%$), a que acresce 95% de EVR. 5% da EVR é adicionada à recarga, ou seja, à precipitação eficaz. A recarga corresponderá assim a: $25\%PP + 5\%EVR - (ESC+10\%ESC)$.
- **Cenário 2BEscD** – admite-se uma subida de 15% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 15\%$), a que acresce 95% de EVR. 5% da EVR é adicionada à recarga, ou seja, à precipitação eficaz. A recarga corresponderá assim a: $25\%PP + 5\%EVR - (ESC+15\%ESC)$.
- **Cenário 2CEscA** – 20% da evapotranspiração vai para a recarga pois considera-se que os solos hidrofóbicos apresentam várias discontinuidades que favorecem a recarga. Admite-se que não ocorra variação do escoamento superficial ($\Delta ESC = 0\%$) de per si, mas que receba 80% de acréscimo devido à evapotranspiração (inferior aos 100% de acréscimo de EVR dos cenários 2A). A recarga corresponde assim a: $25\% PP + 20\% de EVR - ESC$.
- **Cenário 2CEscB** – admite-se uma subida de 5% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 5\%$), a que acresce 80% de EVR. 20% da EVR é adicionada à recarga, ou seja, à precipitação eficaz. A recarga corresponderá assim a: $25\%PP + 20\%EVR - (ESC+5\%ESC)$.

- **Cenário 2CEscC** – admite-se uma subida de 10% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 10\%$), a que acresce 80% de EVR. 20% da EVR é adicionada à recarga, ou seja, à precipitação eficaz. A recarga corresponderá assim a: 25%PP + 20%EVR – (ESC+10%ESC).
- **Cenário 2CEscD** – admite-se uma subida de 15% do escoamento superficial directo ($\Delta ESC = 15\%$), a que acresce 80% de EVR. 20% da EVR é adicionada à recarga, ou seja, à precipitação eficaz. A recarga corresponderá assim a: 25%PP + 20%EVR – (ESC+15%ESC).

Quadro 102 – Valores do escoamento directo, evapotranspiração e recarga após o fogo de 2005, em mm e m³, para as áreas graníticas, considerando as condições do grupo de Cenários 2

Cenários		Granitos	Escoamento superficial	Recarga
2A	2AEscA	valor médio	970,57 mm	323,64 mm
		área ardida (16,19 km ²)	15 716 668 m ³	5 240 797 m ³
		área total (23,7 km ²)	2 3184 897 m ³	7 731 121 m ³
	2AEscB	valor médio	1035,30 mm	259,27 mm
		área ardida (16,19 km ²)	16 764 832 m ³	4 198 461 m ³
		área total (23,7 km ²)	24 731 127 m ³	6 193 482 m ³
	2AEscC	valor médio	1100,02 mm	194,54 mm
		área ardida (16,19 km ²)	17 812 997 m ³	3 150 297 m ³
		área total (23,7 km ²)	26 277 357 m ³	4 647 251 m ³
	2AEscD	valor médio	1164,76 mm	129,82 mm
		área ardida (16,19 km ²)	18 861 162 m ³	2 102 132 m ³
		área total (23,7 km ²)	27 823 588 m ³	3 101 021 m ³
2B	2BEscA	valor médio	943,07 mm	351,50 mm
		área ardida (16,19 km ²)	15 271 352 m ³	5 691 941 m ³
		área total (23,7 km ²)	22 527 977 m ³	8 396 632 m ³
	2BEscB	valor médio	1007,80 mm	286,77 mm
		área ardida (16,19 km ²)	16 319 517 m ³	4 643 777 m ³
		área total (23,7 km ²)	24 074 207 m ³	6 850 402 m ³
	2BEscC	valor médio	1072,52 mm	222,04 mm
		área ardida (16,19 km ²)	17 367 681 m ³	3 595 612 m ³
		área total (23,7 km ²)	25 620 437 m ³	5 304 171 m ³
	2BEscD	valor médio	1137,25 mm	157,32 mm
		área ardida (16,19 km ²)	18 415 846 m ³	2 547 447 m ³
		área total (23,7 km ²)	27 166 668 m ³	3 757 941 m ³
2C	2CEscA	valor médio	860,57 mm	434,00 mm
		área ardida (16,19 km ²)	13 935 406 m ³	7 027 888 m ³
		área total (23,7 km ²)	20 557 217 m ³	10 367 392 m ³
	2CEscB	valor médio	925,30 mm	369,27 mm
		área ardida (16,19 km ²)	14 983 570 m ³	5 979 723 m ³
		área total (23,7 km ²)	22 103 447 m ³	8 821 162 m ³
	2CEscC	valor médio	990,02 mm	304,54 mm
		área ardida (16,19 km ²)	16 031 735 m ³	4 931 559 m ³
		área total (23,7 km ²)	23 649 677 m ³	7 274 931 m ³
	2CEscD	valor médio	1054,75 mm	239,82 mm
		área ardida (16,19 km ²)	17 079 900 m ³	3 883 394 m ³
		área total (23,7 km ²)	25 195 908 m ³	5 728 701 m ³

- **Cenário 3** – cenários de recarga definidos de acordo com os cenários de recarga propostos por LNEC, nos trabalhos de (LNEC, 2000; Vermeulen *et al.*, 1993 e 1994; Lobo Ferreira, 1982). Admitiu-se como valores de base: (1) evapotranspiração de cerca de 300 mm/ano, o que corresponderia a um valor mediano entre os valores definidos por INATEL

(1998) e os definidos por Espinha Marques *et al.* (2006), sendo que para estes últimos autores a evapotranspiração corresponderia a aproximadamente 14% da precipitação; (2) um escoamento superficial directo da ordem dos 500 mm/ano para os granitos e de 322 mm/para os depósitos fluvio-glaciares. Os cenários de recarga estão definidos abaixo e os seus resultados apresentam-se no Quadro 103:

- **Cenário 3AEscA** – toda a evapotranspiração vai para o escoamento devido à formação de solos hidrofóbicos. Admite-se que não haja variação do escoamento superficial de per si ($\Delta ESC = 0\%$), sendo este apenas acrescido pela totalidade da evapotranspiração. A recarga será assim: (1) fluvio-glaciar: 52%PP – EVR – ESC; (2) granitos: 38%PP – EVR – ESC.
- **Cenário 3AEscB** – toda a evapotranspiração vai para o escoamento devido à formação de solos hidrofóbicos. Admite-se uma subida de 5% no escoamento ($\Delta ESC = 5\%$), a que acresce 100% de EVR. A recarga virá: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP – EVR – (ESC + 5%ESC); (2) *granitos*: 38%PP – EVR – (ESC + 5%ESC).
- **Cenário 3AEscC** – toda a evapotranspiração vai para o escoamento devido à formação de solos hidrofóbicos. Admite-se uma subida de 10% no escoamento ($\Delta ESC = 10\%$), a que acresce 100% de EVR. A recarga é dada por: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP – EVR – (ESC + 10%ESC); (2) *granitos*: 38%PP – EVR – (ESC + 10%ESC).
- **Cenário 3AEscD** – toda a evapotranspiração vai para o escoamento devido à formação de solos hidrofóbicos. Admite-se uma subida de 15% no escoamento ($\Delta ESC = 15\%$), a que acresce 100% de EVR. A recarga é dada por: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP – EVR – (ESC + 15%ESC); (2) *granitos*: 38%PP – EVR – (ESC + 15%ESC).
- **Cenário 3BEscA** – cerca de 5% da evapotranspiração vai para a recarga pois os solos hidrofóbicos não conseguem impedir por completo a infiltração no solo. Admite-se que não ocorra variação do escoamento superficial de per si ($\Delta ESC = 0\%$) mas a que se acresce 95% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A), pelo que a recarga virá: (1) fluvio-glaciar: 52%PP + 5%EVR – ESC; (2) granitos: 38%PP + 5%EVR – ESC.
- **Cenário 3BEscB** – cerca de 5% da evapotranspiração vai para a recarga pois os solos hidrofóbicos não conseguem impedir por completo a infiltração no solo. Admite-se uma subida de 5% no escoamento ($\Delta ESC = 5\%$) a que se acresce 95% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga será: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 5%EVR – (ESC + 5%ESC); (2) granitos: 38%PP + 5%EVR – (ESC + 5%ESC).
- **Cenário 3BEscC** – cerca de 5% da evapotranspiração vai para a recarga pois os solos hidrofóbicos não conseguem impedir por completo a infiltração no solo. Admite-se uma subida de 10% no escoamento ($\Delta ESC = 10\%$), a que se acresce 95% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga é: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 5%EVR – (ESC + 10%ESC); (2) granitos: 38%PP + 5%EVR – (ESC + 10%ESC).

- **Cenário 3BEscD** – cerca de 5% da evapotranspiração vai para a recarga pois os solos hidrofóbicos não conseguem impedir por completo a infiltração no solo. Admite-se uma subida de 15% no escoamento ($\Delta ESC = 15\%$), a que se acresce 95% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga é então: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 5%EVR – (ESC + 15%ESC); (2) granitos: 38%PP + 5%EVR – (ESC + 15%ESC).
- **Cenário 3CEscA** – cerca de 20% da evapotranspiração vai para a recarga pois considera-se que os solos hidrofóbicos apresentam diversas descontinuidades que favorecem a recarga. Admite-se que não ocorra variação do escoamento superficial ($\Delta ESC = 0\%$) de per si mas que seja acrescido de 80% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga corresponde a: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 20%EVR – ESC; (2) granitos: 38%PP + 20%EVR – ESC
- **Cenário 3CEscB** – cerca de 20% da evapotranspiração vai para a recarga pois considera-se que os solos hidrofóbicos apresentam diversas descontinuidades que favorecem a recarga. Admite-se uma subida de 5% no escoamento ($\Delta ESC = 5\%$), a que se acresce 80% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga é dada por: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 20%EVR – (ESC + 5%ESC); (2) granitos: 38%PP + 20%EVR – (ESC + 5%ESC).
- **Cenário 3CEscC** – cerca de 20% da evapotranspiração vai para a recarga pois considera-se que os solos hidrofóbicos apresentam diversas descontinuidades que favorecem a recarga. Admite-se uma subida de 10% no escoamento ($\Delta ESC = 10\%$), a que se acresce 80% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga corresponde a: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 20%EVR – (ESC + 10%ESC); (2) granitos: 38%PP + 20%EVR – (ESC + 10%ESC).
- **Cenário 3CEscD** – cerca de 20% da evapotranspiração vai para a recarga pois considera-se que os solos hidrofóbicos apresentam diversas descontinuidades que favorecem a recarga. Admite-se uma subida de 15% no escoamento ($\Delta ESC = 15\%$), a que se acresce 80% da EVR (ao invés dos 100% dos cenários 3A). A recarga corresponde a: (1) *fluvio-glaciar*: 52%PP + 20%EVR – (ESC + 15%ESC); (2) granitos: 38%PP + 20%EVR – (ESC + 15%ESC).

Quadro 103 – Valores do escoamento directo, evapotranspiração e recarga após o fogo de 2005, em mm e m³, para as áreas graníticas, considerando as condições do grupo de Cenários 3

Cenários		Granitos	Escoamento superficial	Recarga
3A	3AEscA	valor médio	802,63 mm	491,94 mm
		área ardida (16,19 km ²)	12 997 245 m ³	7 966 048 m ³
		área total (23,7 km ²)	19 173 262 m ³	11 751 346 m ³
	3AEscB	valor médio	867,36 mm	427,21 mm
		área ardida (16,19 km ²)	14 045 410 m ³	6 917 884 m ³
		área total (23,7 km ²)	20 719 493 m ³	10 205 116 m ³
	3AEscC	valor médio	932,09 mm	362,48 mm
		área ardida (16,19 km ²)	15 093 575 m ³	5 869 719 m ³
		área total (23,7 km ²)	22 265 723 m ³	8 658 886 m ³
	3AEscD	valor médio	996,82 mm	297,75 mm
		área ardida (16,19 km ²)	16 141 739 m ³	4 821 554 m ³
		área total (23,7 km ²)	23 811 954 m ³	7 112 655 m ³

Cenários		<i>Fluvio-glaciar</i>	Escoamento superficial	Recarga
3 ^a	3AEscA	valor médio	621,39 mm	673,18 mm
		área ardida (1,5 km ²)	917 175 m ³	993 606 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 428 339 m ³	2 630 699 m ³
	3AEscB	valor médio	686,12 mm	608,45 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 012 714 m ³	898 065 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 681 290 m ³	2 377 747 m ³
	3AEscC	valor médio	750,85 mm	543,72 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 108 253 m ³	802 528 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 934 242 m ³	2 124 795 m ³
	3AEscD	valor médio	815,58 mm	478,99 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 203 792 m ³	706 989 m ³
		área total (3,9 km ²)	3 187 194 m ³	1 871 843 m ³
Cenários		<i>Granitos</i>	Escoamento superficial	Recarga
3B	3BEscA	valor médio	787,63 mm	506,94 mm
		área ardida (16,19 km ²)	12 754 346 m ³	8 208 948 m ³
		área total (23,7 km ²)	18 814 942 m ³	12 109 666 m ³
	3BEscB	valor médio	852,36 mm	442,21 mm
		área ardida (16,19 km ²)	13 802 511 m ³	7 160 783 m ³
		área total (23,7 km ²)	20 361 173 m ³	10 563 436 m ³
	3BEscC	valor médio	917,09 mm	377,48 mm
		área ardida (16,19 km ²)	14 850 675 m ³	6 112 618 m ³
		área total (23,7 km ²)	21 907 403 m ³	9 017 206 m ³
	3BEscD	valor médio	981,82 mm	312,75 mm
		área ardida (16,19 km ²)	15 898 840 m ³	5 064 454 m ³
		área total (23,7 km ²)	23 453 634 m ³	7 470 975 m ³
Cenários		<i>Fluvio-glaciar</i>	Escoamento superficial	Recarga
3B	3BEscA	valor médio	606,39 mm	688,18 mm
		área ardida (1,5 km ²)	895 035 m ³	1 015 746 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 369 720 m ³	2 689 317 m ³
	3BEscB	valor médio	671,12 mm	623,45 mm
		área ardida (1,5 km ²)	990 574 m ³	920 207 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 622 672 m ³	2 436 365 m ³
	3BEscC	valor médio	735,85 mm	558,72 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 086 113 m ³	824 665 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 875 624 m ³	2 183 413 m ³
	3BEscD	valor médio	800,58 mm	493,99 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 181 652 m ³	729 129 m ³
		área total (3,9 km ²)	3 128 576 m ³	1 930 461 m ³
Cenários		<i>Granitos</i>	Escoamento superficial	Recarga
3C	3CEscA	valor médio	742,63 mm	551,94 mm
		área ardida (16,19 km ²)	12 025 648 m ³	8 937 646 m ³
		área total (23,7 km ²)	17 739 982 m ³	13 184 626 m ³
	3CEscB	valor médio	807,36 mm	487,21 mm
		área ardida (16,19 km ²)	13 073 813 m ³	7 889 481 m ³
		área total (23,7 km ²)	19 286 213 m ³	11 638 396 m ³
	3CEscC	valor médio	872,09 mm	422,48 mm
		área ardida (16,19 km ²)	14 121 977 m ³	6 841 316 m ³
		área total (23,7 km ²)	20 832 443 m ³	10 092 166 m ³
	3CEscD	valor médio	936,82 mm	357,75 mm
		área ardida (16,19 km ²)	15 170 142 m ³	5 793 152 m ³
		área total (23,7 km ²)	22 378 674 m ³	8 545 935 m ³

Cenários		Fluvio-glaciar	Escoamento superficial	Recarga
3C	3CEscA	valor médio	561,39 mm	733,17 mm
		área ardida (1,5 km ²)	828 615 m ³	1 082 166 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 193 865 m ³	2 865 173 m ³
	3CEscB	valor médio	626,12 mm	668,45 mm
		área ardida (1,5 km ²)	924 154 m ³	986 627 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 446 816 m ³	2 612 221 m ³
	3CEscC	valor médio	690,85 mm	603,72 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 019 693 m ³	891 088 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 699 768 m ³	2 359 269 m ³
	3CEscD	valor médio	755,58 mm	538,99 mm
		área ardida (1,5 km ²)	1 115 232 m ³	795 549 m ³
		área total (3,9 km ²)	2 952 720 m ³	2 106 317 m ³

7.5 Volumes de armazenamento subterrâneo

Para uma avaliação do volume de água que é passível de ser armazenada nestas formações, com vista à determinação do volume de água que circula nos aquíferos e poder compará-lo com o volume de poluentes que possam ter percolado pelo sistema após o fogo, calculou-se o volume total de armazenamento nestas formações, com base nos valores dos parâmetros hidráulicos do Quadro 92.

Para os granitos, considerou-se apenas a camada de alteração, visto admitir-se ser nesta que o efeito dos contaminantes dos fogos que se infiltram no meio subterrâneo será mais notado. Os volumes de armazenamento nos granitos e nos materiais fluvio-glaciares são apresentados no Quadro 104.

Quadro 104 – Volumes de armazenamento subterrâneo

Cenários*	Depósitos fluvio-glaciares (m ³)	Granitos (m ³)
Fluvio-glaciar – Cenário A	4 689 492	--
Fluvio-glaciar – Cenário B	14 068 475	
Fluvio-glaciar – Cenário C	28 136 950	
Granitos/camada de alteração	--	14 332 812

*os cenários reportam-se aos referidos no Quadro 92

Embora a circulação nos granitos se verifique desde a camada superficial de alteração até níveis muito profundos (por onde circulam as águas termais de Caldas de Manteigas), para o estudo da poluição devida aos solos considerou-se apenas a circulação na zona não saturada. Segundo Espinha *et al.* (2006), o fluxo hipodérmico percorre a zona não saturada e após circular nas formações graníticas mais superficiais torna a emergir à superfície, ao longo das vertentes do vale. Apesar de algum deste fluxo hipodérmico poder atingir zonas de granito são⁷, com coeficientes de armazenamento distintos dos admitidos para as camadas superficiais de alteração dos granitos e respectivos solos associados, o nosso pressuposto é que as águas que apresentem significativos impactos de poluição devida aos fogos circulam apenas na

⁷ E onde a circulação é dominada por fracturas.

camada mais superficial das formações graníticas e portanto, na sua maior parte, podem considerar-se como circulando na camada de alteração, onde a porosidade é de cerca de 20% e a espessura ronda os 3 m, conforme referido na literatura anteriormente citada.

Pode ignorar-se a infiltração para o aquífero profundo na avaliação dos impactos dos fogos sobre o sistema hídrico, dado que o tempo de permanência das águas no aquífero profundo é prolongado o bastante (cerca de $10\,540 \pm 80$ anos, segundo Marques *et al.*, 2007) para que os poluentes se degradem antes de atingir a superfície. A circulação no aquífero sub-superficial, pelas razões anteriormente apresentadas, é ignorada na avaliação dos impactos do fogo, não sendo portanto avaliado o volume de armazenamento subterrâneo deste sistema aquífero; há ainda a sublinhar que o coeficiente de armazenamento deste sistema sub-superficial é mal conhecido, dificultando a determinação do volume de armazenamento.

As formações fluvio-glaciares comportam-se como aquífero livre e neste tipo de aquíferos o coeficiente de armazenamento tende a ser similar à porosidade eficaz. Assim admite-se que o resultado obtido para o Cenário B (porosidade eficaz = 15%) será o mais representativo para os depósitos fluvio-glaciares. Os resultados dos cenários 1 e 3 são apresentados para definir um intervalo de valores entre um máximo e um mínimo admissível para estas formações.

7.6 Tempos de residência

Para determinar o tempo que um poluente entrado no sistema subterrâneo demora até alcançar a superfície, e neste caso em especial o rio Zêzere, é necessário conhecer a distância a ser percorrida pela água contaminada e a sua respectiva velocidade de circulação, partindo do princípio que o poluente é conservativo. Os dois meios a considerar neste caso são:

- ❖ Depósitos fluvio-glaciares
- ❖ Granitos

Para calcular a **velocidade de circulação** nos **depósitos fluvio-glaciares**, sendo estes meios porosos, pode usar-se a lei de Darcy:

$$V = K \times i \quad \text{Eq. 16}$$

Onde:

V = velocidade média (m/d)

K = condutividade hidráulica (m/d)

i = gradiente hidráulico horizontal (adimensional)

Deste modo, e considerando os valores do Quadro 92, as **velocidades de circulação nos depósitos fluvio-glaciares**:

- ❖ Na direcção perpendicular ao rio Zêzere (direcção transversal) têm valores compreendidos entre: $V = 10 \times 0,25 = 2,5 \text{ m/d}$ e $V = 10 \times 0,35 = 3,5 \text{ m/d}$
- ❖ Na direcção ao longo do comprimento do vale (direcção longitudinal), os valores situam-se entre: $V = 10 \times 0,05 = 0,5 \text{ m/d}$ e $V = 10 \times 0,06 = 0,6 \text{ m/d}$

Para as **formações graníticas**, e considerando a existência de duas áreas topográficas distintas – as zonas planálticas e as áreas de vertente para o Zêzere – nas quais a circulação que interessa aos impactos dos fogos se admite que ocorra na região de granito alterado, ou seja, numa área freática, admitiu-se também que o gradiente hidráulico não se afastaria significativamente dos declives médios da topografia da região. Nas zonas de planalto os declives variam entre cerca de 1% e máximos de até cerca de 20%, com uma média de cerca de 15%, ao passo que nas zonas de vertente o declive médio ronda os 54%, registando-se valores mínimos de 30%. Deste modo, e considerando os valores do Quadro 92, verifica-se que o Cenário 2 se aproxima das condições de i mínimo no planalto (gradiente hidráulico = 1%) e o Cenário 1 (gradiente hidráulico = 36%) das condições de i mínimo nas vertentes. Deste modo, e aplicando a lei de Darcy tem-se o seguinte intervalo de **velocidades de circulação nas formações graníticas**:

- ❖ Planalto: $V = 0,9 \times 0,01 = 0,009 \text{ m/d}$ e $V = 0,9 \times 0,15 = 0,135 \text{ m/d}$
- ❖ Vertentes: $V = 0,9 \times 0,36 = 0,324 \text{ m/d}$ e $V = 0,9 \times 0,54 = 0,486 \text{ m/d}$

Para calcular os **tempos de residência** no **aquífero fluvio-glaciar** admite-se que:

- (1) os poluentes entrem no aquífero fluvio-glaciar a partir da bordadura de contacto com os granitos;
- (2) o percurso dominante de circulação seja na direcção transversal do vale, em direcção ao rio Zêzere;
- (3) o valor médio da largura destes depósitos é da ordem dos 360 m entre as vertentes opostas do vale, donde a distância a percorrer entre o contacto dos depósitos fluvio-glaciares com o granito e o rio Zêzere é de cerca de 182 m.

Sendo que o tempo de residência é dado pela fórmula:

$$t = r / v \quad \text{Eq. 17}$$

Onde:

t = tempo de propagação ou residência

r = distância a ser percorrida pela água (ou poluente)

v = velocidade de circulação

Então os **tempos de residência** nos **depósitos fluvio-glaciares** que recobrem o fundo do vale do Zêzere, estão compreendidos entre cerca de 73 dias (para velocidades de circulação de 2,5 m/d) e 52 dias (para velocidades de circulação de 3,5 m/d).

Para os **granitos** os **tempos de residência** são distintos para o planalto e para as zonas de vertente. Assim, considerando as velocidades definidas *para a área planáltica* e a extensão entre os limites da bacia hidrográfica na zona planáltica até ao bordo das vertentes para o vale do Zêzere são, os tempos de residência (ou percurso) de uma gota de água que entre no limiar da bacia hidrográfica até atingir a vertente do Zêzere são (Quadro 105):

Quadro 105 – Tempos de residência para as zonas planálticas do vale do Zêzere

	Velocidade (m/d)	Tempo de residência (dias)
Planalto ocidental (extensão média de 1023 m)	0,009	113 689
	0,135	7 579
Planalto oriental (extensão média de 543 m)	0,009	60 347
	0,135	4 023
Planalto Sul (extensão média de 1515 m)	0,009	167 833
	0,135	11 188

Naturalmente, se se considerar uma zona média entre a bordadura da bacia e o topo da vertente, estes tempos de residência ficam reduzidos a metade, o que mesmo assim, e para as *maiores velocidades de percolação*, dá valores entre os cerca de 2 012 e 5 600 dias.

Para as zonas de vertente, admitindo o pressuposto de que a circulação tenda a seguir a topografia destas vertentes⁸ considerou-se que o percurso da água na zona de alteração ocorre ao longo da extensão das mesmas. Os cálculos, por via das circunstâncias simplificados, da extensão das vertentes apontam para valores compreendidos entre cerca de 400 e 750 m. Considerando agora as velocidades de percolação determinadas para a zona de vertentes, e admitindo o percurso de uma gota de água desde o topo da vertente até ao ponto onde entra em contacto com os depósitos fluvio-glaciares, os respectivos tempos de circulação estão compreendidos entre (Quadro 106):

Quadro 106 – Tempos de residência para as zonas de vertente do vale do Zêzere

Extensão das vertentes (m)	Velocidade (m/d)	Tempo de residência (dias)
Extensão média da vertente do planalto ocidental = 496 m	0,324	1 531
	0,486	1 021
Extensão média da vertente do planalto oriental = 463 m	0,324	1 429
	0,486	953
Extensão média da vertente do planalto sul = 450 m	0,324	1 389
	0,486	926
Extensão mínima calculada = 325 m	0,324	1 003
	0,486	669
Extensão máxima calculada = 625 m	0,324	1 929
	0,486	1 286

Destes resultados advém que as **águas que se infiltrem nos planaltos** e circulem na zona de alteração, caso de facto se verifiquem os pressupostos de que o gradiente hidráulico siga aproximadamente a topografia e a circulação obedeça às maiores velocidades, demorarão um tempo médio entre 5 a 15 anos a atingir a bordadura da vertente, tempo este que foi calculado considerando uma gota que se infiltra na zona média do planalto; se a infiltração

⁸ Ocasionalmente esta circulação intercepta a topografia nas zonas de nascentes

ocorrer na bordadura mais afastada do planalto e ainda para a condição de maiores velocidades, estes tempos variam entre 11 anos, para o planalto oriental, 20,8 anos para o planalto oriental e 30 anos para o planalto sul (cf. Quadro 105); à medida que o local de infiltração se aproxima das vertentes estes tempos de percurso serão naturalmente menores. A estes valores devem somar-se posteriormente os de percolação ao longo das vertentes e que nunca são inferiores a 3 anos⁹ (cf. Quadro 106). Caso as condições consideradas se verifiquem de facto no campo, **as águas infiltradas nos planaltos poderão ter um efeito de poluição diferida** sobre a região. Assim, **a contaminação** vinda das zonas planálticas e **que mais rapidamente atinja o fundo do vale será causada pelo acarreo de poluentes** (cinzas e materiais em dissolução) **no escoamento superficial**.

As águas eventualmente infiltradas nas vertentes (ou as infiltradas na bordadura entre os planaltos e as vertentes) têm tempos de permanência muito mais curtos, da ordem dos 2 a 5 anos até atingirem a zona de contacto com os depósitos fluvio-glaciares na base do vale, isto se se verificar o pressuposto de que o gradiente hidráulico siga aproximadamente a topografia. Contudo nas zonas de vertente não é de admitir que exista infiltração significativa e aqui o processo dominante em termos de poluição será o do acarreo dos poluentes pelo escoamento superficial até ao fundo do vale. Assim, a principal componente da água de circulação na zona de alteração dos granitos, na região das vertentes, será a que provem da infiltração nos planaltos e que atinge o topo das vertentes do vale do Zêzere; a água infiltrada na própria vertente, pelo declive acentuado desta, pode considerar-se uma parcela relativamente diminuta da água que percola através da camada de alteração e vai atingir o fundo do vale. As vertentes poderão considerar-se assim principalmente como “áreas de circulação” mais do que áreas de recarga.

Para calcular os tempos de circulação das águas, desde o ponto de infiltração até ao Zêzere, tendo em atenção os limites da zona ardida e da bacia hidrográfica, considerou-se: (1) as velocidades de percolação acima definidas, (2) os limites da área ardida versus os limites dos planaltos, (3) não existem contribuições da água que se infiltra para o sistema fracturado (dado ser difícil de contabilizar tempos de residência e entrada destas águas na camada de alteração), (4) a circulação em análise ocorre apenas na camada de alteração (meio poroso) do maciço e depósitos fluvio-glaciares até atingir o rio, (5) as vertentes são consideradas sobretudo zonas de circulação e não de recarga, (6) no planalto sul a área ardida chega até pouco acima da vertente e propaga-se numa grande área ao longo da zona baixa do vale, atingindo mesmo o rio (cf. Fig. 136), (7) no planalto ocidental a área ardida atinge o limite da bacia hidrográfica na zona do planalto (cf. Fig. 136), (8) no planalto oriental existe uma área em que a extensão ardida pouco sobe acima da vertente, dividindo dois sectores em que a área ardida se estende até ao limiar da bacia hidrográfica no planalto (cf. Fig. 136), (9) nas áreas em que a zona ardida se estende até pouco acima do topo da vertente por uma questão conservativa considerou-se a extensão máxima da vertente nessa região. Deste modo os tempos de circulação, para a velocidade de circulação mais rápida, apresentam-se no Quadro

⁹ Isto se se considerar que as águas que circulam ao longo das vertentes seguem todo o seu traçado até à base e não exsurgem como nascentes a diferentes altitudes ao longo da encosta, pois então o tempo de residência torna-se mais curto.

107. No Quadro 108 apresentam-se os tempos de circulação para as mesmas distâncias, considerando a velocidade de circulação mais lenta. São ignorados os tempos de percolação no planalto sul porque, como se viu da alínea (6) a distribuição do fogo não chegou de facto a atingir esta zona planáltica, estendendo-se apenas até à sua bordadura no topo das vertentes.

Quadro 107 – Tempos de circulação das águas desde o local de infiltração até ao rio (velocidade de percolação mais rápida)

Sector	Local de infiltração	Planalto	Vertentes	Fluvio-glaciar	Total (dias / anos)	
					Dias	Anos
Planalto Sul	Ponto mais afastado do rio – topo vertente	--	926 dias	52 dias	978	2,7
	Ponto mais próximo do rio – margem rio	--	0 dias (fogo chegou até às margens do rio)	0 dias	0	0
Planalto Ocidental	Ponto mais afastado do rio – lim. planalto	7 579 dias	1 021	52 dias	8 652	23,7
	Ponto mais próximo do rio – base vertente	--	--	52 dias	52	< 1
Planalto Oriental	Ponto mais afastado do rio – lim. planalto	4 023 dias	953 dias	52 dias	5 028	13,8
	Ponto mais afastado do rio – topo vertente	--	669 dias (fogo atingiu só a zona da vertente)	52 dias	721	1,97
	Ponto mais próximo do rio – base vertente	--	--	52 dias	52	< 1

Quadro 108 – Tempos de circulação das águas desde o local de infiltração até ao rio (velocidade de percolação mais lenta)

Sector	Local de infiltração	Planalto	Vertentes	Fluvio-glaciar	Total (dias / anos)	
					Dias	Anos
Planalto Sul	Ponto mais afastado do rio – topo vertente	--	1 389 dias	73 dias	1 462	4,0
	Ponto mais próximo do rio – margem rio	--	0 dias (fogo chegou até às margens do rio)	0 dias	0	0
Planalto Ocidental	Ponto mais afastado do rio – lim. planalto	113 689 dias	1 531	73 dias	115 293	316
	Ponto mais próximo do rio – base vertente	--	--	73 dias	73	< 1
Planalto Oriental	Ponto mais afastado do rio – lim. planalto	60 347 dias	1 429 dias	73 dias	61 849	169,5
	Ponto mais afastado do rio – topo vertente	--	1 003 dias (fogo atingiu só a zona da vertente)	73 dias	1 076	2,95
	Ponto mais próximo do rio – base vertente	--	--	73 dias	73	< 1

7.7 Metodologia de cálculo da carga poluente

Para determinar o impacto dos fogos nos aquíferos do vale do Zêzere e, conhecida a recarga e os volumes de água que entram nos aquíferos será necessário conhecer:

- ❖ Massa de poluentes entrada no aquífero;
- ❖ Velocidades de circulação nos aquíferos superficiais e, eventualmente, sub-superficiais.

As velocidades de circulação foram calculadas com base nos valores de permeabilidade dos aquíferos fluvio-glaciar e camada de alteração dos granitos (cf. subcapítulo 7.5, acima). Usando a localização das áreas ardidas, e com base nestas velocidades de circulação, pode calcular-se o tempo que os poluentes deverão demorar a alcançar o rio Zêzere.

Para o cálculo da massa de poluentes é necessário ter não apenas os valores de área ardida por tipo de ocupação do solo mas, **dado fundamental**, a massa efectiva de material que ardeu. Esta massa ardida terá de ser definida para cada tipo de vegetação (ou de partes específicas de vegetação ardida, como ramos, folhas, casca, etc.). Com base nesta massa ardida por tipo de vegetação e usando-se os valores de poluentes produzidos por unidade de massa por tipo de vegetação, será possível calcular a massa dos diferentes tipos de poluentes que terão entrado tanto no aquífero como nas águas de escoamento superficial.

Os poluentes produzidos encontram-se retidos em duas componentes: (1) **sólida** (cinzas, mais ou menos misturadas com solos igualmente alterados pelos fogos), (2) **líquida** (proveniente de fenómenos de lixiviação destes materiais sólidos, ou seja, os “*lixiviados*”). Estes lixiviados podem provir directamente das cinzas de combustão da vegetação ou da lixiviação dos solos das áreas ardidas.

Na avaliação do impacto da poluição dos fogos considera-se que as **águas de escoamento superficial** recebam uma carga poluente fornecida pelos *lixiviados das cinzas da biomassa vegetal ardida e arrastada nas águas + cinzas na fase sólida*; os lixiviados dos solos são ignorados visto que estas águas não têm tempo de contacto com os solos suficientemente longo para provocarem a lixiviação destes. Embora as águas de escorrência transportem também uma carga sólida poluente derivada da erosão dos solos, esta massa não será considerada nos cálculos, por se desconhecer as taxas de erosão da zona após o fogo. Pressupõe-se em seguida que as águas de escorrência provenientes das áreas ardidas nos granitos entrem em contacto com os depósitos fluvio-glaciares ao atingirem o fundo do vale, infiltrando-se e poluindo-os; uma vez infiltradas nestes depósitos fluvio-glaciares demorarão entre 52 a 73 dias a atingir o rio Zêzere. Qualquer água infiltrada directamente (via precipitação) sobre a área dos depósitos fluvio-glaciares considera-se que tenha um percurso médio de cerca de 50 dias até alcançar o rio Zêzere. O pressuposto base destes raciocínios é o de que o aquífero fluvio-glaciar descarrega para o rio Zêzere, o que é indiciado pelos valores de i , cujos cálculos já foram discutidos no subcapítulo 7.3.1. Deve referir-se que nem toda a água que desce das áreas graníticas e atinge os depósitos fluvio-glaciares se infiltra, mantendo-se na parcela do escoamento superficial; contudo não é possível conhecer, com os dados actuais, o volume desta água, pelo que se pressupõe que esta seja a diferença entre o volume médio de armazenamento dos depósitos fluvio-glaciares e o somatório das águas de escoamento superficial e fluxo hipodérmico do aquífero granítico. Se se considerar apenas os volumes de água de escoamento superficial da região dos granitos e o volume de armazenamento dos depósitos fluvio-glaciares, os valores indiciam que estes depósitos têm capacidade para acomodar virtualmente a totalidade da água de escoamento superficial dos granitos.

Para as águas que percolam nas zonas de alteração dos granitos (**águas subterrâneas/fluxo hipodérmico**) admitiu-se que os contaminantes provém dos *lixiviados das cinzas + solos destas regiões*. Porém, como não existem actualmente estudos dos lixiviados dos solos das áreas ardidas na bacia do Zêzere, teve de considerar-se apenas os lixiviados das cinzas da biomassa ardida, que restam nos solos após a incorporação da carga poluente (cinzas sólidas + lixiviados) nas águas de escoamento superficial. Os resultados obtidos são, portanto, valores inferiores aos que deverão verificar-se na realidade. Ignora-se qualquer carga poluente sólida porque se admite que o meio serve de filtro e apenas os poluentes dissolvidos têm um impacto significativo nestas águas.

A partir dos tempos de permanência e da proporção entre a massa/volume de poluentes e o volume de água entrado por recarga nos aquíferos desde o fogo, poderá calcular-se da eventual presença de poluentes nos aquíferos da bacia do Zêzere a montante de Manteigas devidos ao fogo de 2005, ou seja, se a recarga foi capaz de já ter procedido à reabilitação do aquífero ou o tempo que demorará até que tal possa ser concluído.

7.7.1 Cobertura vegetal, densidade e biomassa ardida na área do vale do Zêzere

Admitindo como pressuposto que se mantêm, para similares associações florísticas do vale do Zêzere, as relações definidas pelos estudos do INETI (*cf.* Capítulo 4) entre (1) a biomassa ardida e a respectiva percentagem de cinzas produzidas, (2) as concentrações dos diversos elementos e metais pesados nas cinzas e (3) comportamentos similares de transferência dos contaminantes das cinzas para os lixiviados das biomassas, procurou-se calcular as cargas poluentes devidas ao fogo na bacia do rio Zêzere a montante de Manteigas, que afectem tanto as águas superficiais como subterrâneas. Os valores de biomassa ardida, usados nos cálculos que se seguem, são os indicados pela Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco (*cf.* Capítulo 5, subcapítulo 5.3). Dada a escassez de dados de campo estabeleceu-se um conjunto de cenários possíveis com vista à determinação destas cargas poluentes.

Para a **determinação da carga poluente na fase sólida** (cinzas) que pode entrar nas **águas de escoamento superficial**, e não havendo medições de campo que permitam determinar efectivamente os valores de cinzas arrastadas a partir da área ardida, admitiram-se os seguintes cenários:

- **Cenário A** – a totalidade das cinzas é arrastada, contribuindo com uma carga de poluente de 100% idêntica à carga poluente definida para as cinzas de biomassa, de acordo com os ensaios realizados pelo INETI (*cf.* Capítulo 4, Quadro 37). Este é o pior cenário possível, representando os processos de arraste em áreas de declive muito elevado (e.g. vertentes do vale do Zêzere).

- **Cenário B** – cerca de metade das cinzas é arrastada, contribuindo com uma carga poluente de 50% dos valores definidos para as cinzas de biomassa, de acordo com os ensaios realizados pelo INETI (cf. Capítulo 4, Quadro 37). Este cenário corresponde aos processos de arraste ocorridos em zonas de declive vigoroso mas inferior aos declives abruptos das paredes do vale do Zêzere.
- **Cenário C** – cerca de uma quarta parte das cinzas é arrastada, contribuindo com uma carga de 25% dos valores definidos para as cinzas de biomassa, de acordo com os ensaios realizados pelo INETI (cf. Capítulo 4, Quadro 37). Este cenário corresponde aos processos de arraste ocorridos em zonas de declive moderado e ainda com significativa proporção de vegetação no terreno, ardida ou não, reduzindo as taxas de escoamento e erosão superficial.
- **Cenário D** – admite-se que uma reduzida proporção das cinzas é arrastada, contribuindo com uma carga de poluente de 5% dos valores definidos para as cinzas de biomassa, de acordo com os ensaios realizados pelo INETI (cf. Capítulo 4, Quadro 37). Este cenário corresponde aos processos de arraste ocorridos em zonas de declive reduzido, como sejam por exemplo as áreas planálticas.

Para uma mais correcta análise deveria considerar-se igualmente os aportes de solos (e cinzas que possam ter-se introduzido nos seus vazios) devido ao arraste destes materiais por acção da erosão, pois estes materiais são também fontes de poluição das águas. Contudo não se possuem dados suficientes para definir a carga sólida nas águas do escoamento superficial da área ardida do Zêzere, nem para correlacionar cargas poluentes das cinzas + solos das áreas estudadas na região de Mação¹⁰, com as cargas poluentes dos solos ardidos na região do Zêzere, pelo que se optou por considerar apenas o efeito poluente devido à queima da biomassa do coberto vegetal na região ardida. Igual considerando foi adoptado para a avaliação da poluição em dissolução, e cujos cenários/taxas de transferência são apresentados abaixo.

Para a **determinação da poluição** que passa **em dissolução** para as águas através da lixiviação das cinzas dos fogos, foram consideradas as taxas de transferência cinzas/lixiviados (cf. Quadro 110) calculadas a partir das análises de lixiviados para as biomassas de vegetação que mais se aproxima da composição das unidades fitossociológicas de arbustos da zona ardida do vale do Zêzere. Refira-se que os lixiviados que possam ser transferidos das partículas dos solos para as águas de escoamento superficial são ignorados nestes cálculos, pois admite-se que estas águas não tenham tempo de contacto suficientemente longo com os solos para provocarem a sua lixiviação.

Para as **águas subterrâneas considera-se apenas a poluição por dissolução** (lixiviados), dado admitir-se que a eventual carga sólida transportada pelas águas que se infiltram no meio subterrâneo é filtrada e retida pelos solos. Tal como para a carga poluente dissolvida nas águas do escoamento superficial, a avaliação da carga poluente faz-se por meio

¹⁰ Assim como as cargas poluentes dos respectivos lixiviados.

das taxas de transferência cinzas/lixiviados (*cf.* Quadro 110) calculadas a partir das análises de lixiviados para as biomassas de vegetação (*cf.* Capítulo 4) que mais se aproxima da vegetação ardida no vale do Zêzere (Quadro 109). Não se considera a carga poluente devida aos lixiviados de solos + cinzas dado que não existem dados sobre estes lixiviados na zona de Manteigas.

Considerando as informações sobre a biomassa ardida no fogo de 2005 relativo ao coberto vegetal ardido, verifica-se que embora existam 10 classes de ocupação do solo – área agrícola, áreas ardidadas em fogos anteriores, matos, folhosas, resinosas, povoamentos mistos de folhosas, povoamentos mistos de folhosas e resinosas, povoamentos de resinosas, povoamentos de carvalhos e áreas de matos (*cf.* Capítulo 5, Fig. 83 e Fig. 84; Capítulo 7, Fig. 136) – verifica-se que os matos são a mancha vegetal preponderante na área ardida. Os cálculos de biomassa para a área ardida, obtidos pela equipa da Escola Superior de Agronomia do Instituto Politécnico de Castelo Branco, referem-se aos matos (que correspondem a cerca de 71% de toda a área ardida) e aos povoamentos de pinheiros (correspondem a cerca de 6,5% de toda a área ardida), não tendo, por impossibilidades diversas, contabilizado a biomassa de cerca de 22,6% da área ardida. Estes valores são apresentados no Quadro 109.

Quadro 109 – Tipos de ocupação vegetal, área ardida e respectiva biomassa ardida no fogo de 2005, que englobou a maior parte da bacia hidrográfica do rio Zêzere a montante de Manteigas

Tipo de povoamento	Biomassa ardida (ton / ha)	Área (m ²)	Área (ha)	Total de toneladas	Fracção do total da área ardida (%)
Área Agrícola	Sem Informação	252 558	25,3	Sem Informação	0,82
Áreas Ardidadas	Sem Informação	2 083 889	208,4	Sem Informação	6,72
Matos	236,2	2 200 078	2200,4	519 736,3221	70,96
Outras Folhosas	Sem Informação	166 179	16,6	Sem Informação	0,54
Outras Resinosas	Sem Informação	645 489	64,5	Sem Informação	2,08
Mistos de Folhosas	Sem Informação	135 829	13,6	Sem Informação	0,44
Mistos de Folhosas e Resinosas	Sem Informação	1 488 554	148,9	Sem Informação	4,80
Mistos de Resinosas	Sem Informação	2 114 051	211,4	Sem Informação	6,82
Carvalhos	Sem Informação	111 599	11,2	Sem Informação	0,36
Pinheiro Bravo	355,1	2 007 528	200,8	71 287,3018	6,47

Adaptado de: Escola Superior de Agronomia do Instituto Politécnico de Castelo Branco

Quadro 110 – Taxas de transferência máximas entre as cinzas da biomassa e os respectivos lixiviados aquosos

	Arbustos I			Arbustos II			Oliveira		
	Concentração nas cinzas	Concentração nos lixiviados (mg/l)	Potencial de transferência (%)	Concentração nas cinzas	Concentração nos lixiviados (mg/l)	Potencial de transferência (%)	Concentração nas cinzas	Concentração nos lixiviados (mg/l)	Potencial de transferência (%)
Al %	2,32	< 0,10	< 0,004	0,78	< 0,10	< 0,013	0,33	< 0,10	< 0,030
Ca %	9,62	8,23	0,086	4,94	22,95	0,465	11	25,09	0,228
Fe %	1,08	< 0,10	< 0,009	0,35	< 0,10	< 0,029	0,28	< 0,10	< 0,036
K %	1,77	1 007	56,893	7,98	6 637	83,170	11,15	7 133	63,973
Na %	1,51	958	63,444	0,6	419,6	69,933	0,1	58,62	58,620
Mg %	0,51	0,13	0,026	2,33	2,48	0,106	3,6	5,08	0,141
C %	15,5	--	--	32,6	--	--	16,5	--	--
Cd (mg/Kg)	< 5	< 0,02	< 4,000	< 5	< 0,02	< 4,000	< 5	< 0,02	< 4,000
Cu (mg/Kg)	209	< 0,05	< 0,239	80	< 0,05	< 0,625	234	< 0,05	< 0,214
Cr (mg/Kg)	81	< 0,05	< 0,617	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Ni (mg/Kg)	43	< 0,05	< 1,163	12	< 0,05	< 4,167	62	< 0,05	< 0,807
Pb (mg/Kg)	29	< 0,05	< 1,724	7	0,05	< 7,143	16	< 0,05	< 3,125
Zn (mg/Kg)	842	< 0,05	< 0,059	676	< 0,05	< 0,074	391	< 0,05	< 0,128
Mn (mg/Kg)	1 454	< 0,05	< 0,034	4 225	< 0,05	< 0,012	976	< 0,05	< 0,051
	Eucaliptos – ramagens			Eucaliptos - cascas			Pinheiro		
	Concentração nas cinzas	Concentração nos lixiviados (mg/l)	Potencial de transferência (%)	Concentração nas cinzas	Concentração nos lixiviados (mg/l)	Potencial de transferência (%)	Concentração nas cinzas	Concentração nos lixiviados (mg/l)	Potencial de transferência (%)
Al %	0,37	< 0,10	< 0,027	1,11	< 0,10	< 0,009	0,84	< 0,10	< 0,012
Ca %	18,16	13,86	0,076	11,55	6,31	0,055	8,15	24,22	0,297
Fe %	0,23	< 0,10	< 0,044	0,27	< 0,10	< 0,037	0,23	< 0,10	< 0,044
K %	9,38	6 568	70,021	1,37	526	38,394	9,04	6 823	75,476
Na %	1,51	1 256	83,179	0,28	49,91	17,825	1,31	851,2	64,977
Mg %	3	0,29	0,010	1,14	4,73	0,415	3,74	1,03	0,028
C %	15,8	--	--	35,3	--	--	28,1	--	--
Cd (mg/Kg)	< 5	< 0,02	< 4,000	< 5	< 0,02	< 4,000	< 5	< 0,02	< 4,000
Cu (mg/Kg)	96	< 0,05	< 0,521	13	0,04	< 3,077	55	< 0,05	< 0,909
Cr (mg/Kg)	0,00	0,00	0,00	< 5	< 0,05	< 10,000	< 5	< 0,05	< 10,000
Ni (mg/Kg)	66	0,1	< 1,515	< 5	< 0,05	< 10,000	28	< 0,05	< 1,786
Pb (mg/Kg)	6	0,05	< 8,333	3	< 0,05	< 16,667	4	< 0,05	< 12,500
Zn (mg/Kg)	247	< 0,05	< 0,202	74	< 0,05	< 0,676	694	< 0,05	< 0,072
Mn (mg/Kg)	29 147	< 0,05	< 0,002	1 240	< 0,05	< 0,040	3 000	< 0,05	< 0,017

* os valores com sinais < são os casos em que as cinzas registam uma concentração no elemento mas nos lixiviados os seus teores estão abaixo dum limiar de concentração; o sinal -- refere-se à ausência da análise do elemento nos lixiviados; os valores a azul referem-se a casos em que nas cinzas a concentração do elemento é já inferior ao limiar de concentração considerado.

7.7.2 Carga poluente potencial devida ao fogo na área do vale do Zêzere

Da biomassa ardida de matos e pinheiros que é conhecida (cf. Capítulo 5, Fig. 83), e se se admitir o pressuposto de que a biomassa ardida do vale Zêzere apresenta uma proporção de produção de cinzas e concentração dos elementos nessas cinzas idêntica à das amostras testadas da região de Mação (cf. Capítulo 4, Quadro 37), resulta que a quantidade de cinzas produzidas e massa de elementos presentes nas cinzas do Zêzere é a que se apresenta no Quadro 111:

Quadro 111 – Quantidades de elementos maiores e metais pesados presentes nas cinzas da biomassa ardida no vale do Zêzere das classes Arbustos I, Arbustos II e Pinheiros para o total da área ardida

Elementos	Arbustos I		Arbustos II		Pinheiros	
	Concentração nas cinzas	Massa nas cinzas (em Kg)	Concentração nas cinzas	Massa nas cinzas (em Kg)	Concentração nas cinzas	Massa nas cinzas (em Kg)
C	15,5 %	1 047 269	32,6 %	2 880 379	28,1 %	360 571
Al	2,32 %	156 753	0,78 %	68 917	0,84 %	10 779
Ca	9,62 %	649 982	4,94 %	436 475	8,15 %	104 579
Fe	1,08 %	72 971	0,35 %	30 924	0,23 %	2 951
K	1,77 %	119 591	7,98 %	705 074	9,04 %	115 999
Na	1,51 %	102 024	0,6 %	53 013	1,31 %	16 810
Mg	0,51 %	34 459	2,33 %	205 866	3,74 %	47 991
Cd	--	--	--	--	--	--
Cu	209 mg/Kg	1 412	80 mg/Kg	707	55 mg/Kg	71
Cr	81 mg/Kg	547	0 mg/Kg	0	--	--
Ni	43 mg/Kg	291	12 mg/Kg	106	28 mg/Kg	36
Pb	29 mg/Kg	196	7 mg/Kg	62	4 mg/Kg	5
Zn	842 mg/Kg	5 689	676 mg/Kg	5 973	694 mg/Kg	891
Mn	1454 mg/Kg	9 824	4 225 mg/Kg	37 330	3 000 mg/Kg	3 850
Total de cinzas (em % biomassa verde)	1,3 %	6 756 572	1,7 %	8 835 515	1,8 %	1 283 171
Biomassa ardida (Kg)	519 736 322,1		51 9736 322,1		71 287 301,82	

Nestes quadros são apresentados, para a mesma área ardida e consequente idêntica biomassa ardida, os cálculos de carga poluente para dois tipos de associações arbustivas (Arbustos I e Arbustos II). Tal é realizado porque, das espécies arbustivas constituintes dos inventários florísticos do Zêzere, com a exceção das espécies de altitude (*Cytisus*), as restantes encontram-se também nos lotes Arbustos I e Arbustos II analisados pela equipa do INETI. Deste modo, ao considerar os dois tipos de lotes de Arbustos como representativos da ocupação do solo "Matos" da região do Zêzere, procurou obter-se um intervalo de valores de massas de poluentes para estas associações florísticas similares. **Deve contudo registar-se que estes são valores aproximativos, dado que é desconhecida a contribuição poluente das espécies de *Cytisus*.** Deve também considerar-se que os valores de carga poluente registados pelas associações Arbustos I e Arbustos II não são aditivos mas sim que, no cômputo final da poluição causada pela mancha de matos, deverá considerar-se apenas os valores ou de Arbustos I ou de Arbustos II. Note-se que o *total da área ardida*, neste e nos quadros seguintes, engloba regiões que vão para além dos limites da bacia hidrográfica do Zêzere e portanto a carga poluente calculada será algo superior à registada apenas para a

área ardida dentro da bacia.

Embora existam outros tipos de coberto vegetal na área ardida do vale do Zêzere, além dos arbustos/matos e pinheiros, os únicos valores determinados de biomassa ardida referem-se somente aos povoamentos de arbustos e pinheiros, os quais foram obtidos por aproximação às áreas envolventes de povoamentos similares e com similares densidades vegetais, conforme informação da equipa da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco. Os restantes tipos de coberto vegetal não foram analisados em termos de contribuição de carga poluente, pois não se conhecem as respectivas biomassas ardidas (*cf.* Quadro 109). Verificando o Quadro 109, constata-se que as áreas ardidas de pinheiro e de matos perfazem 77,4% da área total ardida e que os restantes povoamentos (sem informação de biomassa ardida) constituem um total de 22,6% da área ardida. Deste modo embora se reconheça que uma parcela significativa da área ardida fica sem caracterização, os valores aqui apresentados relativos às cargas poluentes correspondem à maior parte da área ardida e portanto podem dar uma imagem aproximada, ainda que por defeito, da carga poluente na região ardida.

Tendo em atenção os considerandos dos parágrafos anteriores, sabendo-se que arderam 2200,4 ha de matos e 200,8 ha de pinheiros, a que correspondem as cargas de biomassa ardida indicadas no Quadro 109, as cargas poluentes médias produzidas por hectare são (Quadro 112):

Quadro 112 – Carga poluente presente nas cinzas, em Kg por hectare de área ardida, para povoamentos de arbustos e de pinheiro com densidade similar à do vale do Zêzere

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
Total cinzas	3 070,61	4 015,41	6 390,30
C	475,95	1 309,03	1 795,67
Al	71,24	31,32	53,68
Ca	295,39	198,36	520,81
Fe	33,16	14,05	14,70
K	54,35	320,43	577,68
Na	46,37	24,09	83,71
Mg	15,66	93,56	239,00
Cd	--	--	--
Cu	0,64	0,32	0,35
Cr	0,25	0,00	--
Ni	0,13	0,05	0,18
Pb	0,09	0,03	0,03
Zn	2,59	2,71	4,44
Mn	4,46	16,97	19,17
Área total ardida (ha)	2 200,4	2 200,4	200,8

Os valores apresentados referem-se à carga poluente nas cinzas, isto é, na prática, à **carga poluente na fase sólida**, gerada por um fogo em tipos de vegetação e para as concentrações de biomassa consideradas. Estes são valores médios, dado que ao longo dos vários hectares ardidos podem ter existido diferentes densidades de vegetação, logo diferentes cargas de biomassa e portanto sido produzidas, de hectare para hectare, diferentes massas de cinzas e consequentes massas diferentes de cada tipo de poluente. Nunca é demais referir que basta modificar a composição da vegetação e/ou a sua densidade de ocupação do solo (senão

mesmo tipo de intensidade do fogo) para que estas cargas poluentes se tornem diferentes.

A carga sólida poluente das cinzas¹¹ constituirá a fracção sólida poluente das águas mas parte deste material sólido sofrerá também alguma dissolução. Os processos de dissolução dos poluentes das cinzas são complexos e mediados por vários factores físico-químicos de difícil determinação. Uma forma simplificada de avaliar o potencial poluente das cinzas e a quantidade de massa poluente que estas transmitem às águas é considerar as proporções de poluente transmitidas às águas pelas cinzas, a partir de ensaios de lixiviação. As proporções de transferência entre cinzas e águas, para o tipo de vegetação em análise, são apresentadas no Quadro 110. Com base nestas proporções de transferência, no pressuposto de que serão idênticas para as condições do vale do Zêzere e associações vegetais em causa, e considerando as biomassas ardidadas na zona do Zêzere (Pinheiros e Matos, estes últimos representados pelas associações vegetais “Arbustos I” e “Arbustos II”), a **carga poluente dissolvida** por massa total de cinzas, para uma taxa de produção de 10 l de lixiviados por kg de cinzas é dada pelo Quadro 113, para a totalidade da área ardidada (que inclui regiões não pertencentes à bacia do Zêzere).

Usando para os lixiviados um raciocínio similar ao de determinação da carga poluente das cinzas (fase sólida) por hectare – cf. Quadro 111 – e mantendo todos os pressupostos definidos para o cálculo da carga poluente das cinzas por hectare, então a carga poluente devida aos lixiviados, por hectare, é dada pelo Quadro 114:

Quadro 113 – Carga poluente potencial em Kg, transmissível à fase líquida considerando a lixiviação das cinzas da biomassa ardidada no vale do Zêzere, para a totalidade da área ardidada

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
	Massa nos lixiviados	Massa nos lixiviados	Massa nos lixiviados
C	Sem valores	Sem valores	Sem valores
Al	< 6,757	< 8,836	< 1,283
Ca	556,066	2027,751	310,784
Fe	< 6,757	< 8,836	< 1,283
K	68 038,682	586 413,295	87 550,787
Na	64 727,962	37 073,831	10 922,355
Mg	8,784	219,121	13,217
Cd	--	--	--
Cu	0 – 3,378	0 – 4,418	0 – 0,642
Cr	0 – 3,378	0	--
Ni	0 – 3,378	0 – 4,418	0 – 0,642
Pb	0 – 3,378	4,418	0 – 0,642
Zn	0 – 3,378	0 – 4,418	0 – 0,642
Mn	0 – 3,378	0 – 4,418	0 – 0,642
Biomassa ardidada (Kg)	519 736 322,1	51 9736 322,1	71 287 301,82

*os valores expressos em intervalo de massa assinalam os casos em que o contaminante ocorre nas cinzas mas surge em quantidades suficientemente baixas no lixiviado para poder estar abaixo dos limiares de detecção mas não é definitivamente assinalado com concentração nula (cf. Quadro 52).

¹¹ Ou alguma fracção desta carga sólida, dado que nem todas as cinzas poderão ser arrastadas pelas águas, ficando alguma porção retida nos solos ou a montante dos obstáculos encontrados pelas águas de escorrência.

Quadro 114 – Carga poluente potencial por lixiviados das cinzas, em Kg por hectare de área ardida, para povoamentos de arbustos e de pinheiro com densidade similar à do vale do Zêzere

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
C	Sem valores	Sem valores	Sem valores
Al	< 0,003	< 0,004	< 0,006
Ca	0,253	0,922	1,548
Fe	< 0,003	< 0,004	< 0,006
K	30,921	266,502	436,113
Na	29,416	16,849	54,407
Mg	0,004	0,010	0,066
Cd	--	--	--
Cu	0 – 0,0015	0 – 0,002	0 – 0,003
Cr	0 – 0,0015	0	--
Ni	0 – 0,0015	0 – 0,002	0 – 0,003
Pb	0 – 0,0015	0 – 0,002	0 – 0,003
Zn	0 – 0,0015	0 – 0,002	0 – 0,003
Mn	0 – 0,0015	0 – 0,002	0 – 0,003
Área total ardida (ha)	2 200,4	2 200,4	200,8

Os valores acima apresentados equivalem à quantidade de poluentes, tanto em fase sólida como em fase dissolvida (lixiviados), que as cinzas da área ardida do vale do Zêzere (considerando apenas as zonas de matos e pinhais) podem, em condições de máximos teóricos, produzir e disponibilizar para incorporação no meio hídrico. Nos subcapítulos seguintes pretende-se avaliar, por meio de cenários, os valores de poluentes que poderão ter sido ser efectivamente transportados pelas águas.

As **águas do escoamento superficial directo** transportam, como foi referido, uma **carga sólida** que resulta do arraste das cinzas da biomassa ardida e solos erodidos, assim como uma **carga dissolvida** resultante dos lixiviados das cinzas e solos arrastados pelas águas do escoamento superficial. Pelas razões referidas anteriormente, ignorou-se a componente devida aos solos, tanto sólida como dissolvida, calculando-se apenas a componente devida às cinzas.

As **águas subterrâneas** transportam apenas uma **carga dissolvida** resultante dos lixiviados das cinzas que ficam nos solos após os eventos de escoamento superficial e erosão, a que se acresce os lixiviados provenientes das próprias partículas dos solos. Não se admite que exista uma **carga sólida** pois considera-se que o meio solo/zona não saturada funcionem como sistemas de retenção para quaisquer partículas arrastadas pelas águas de infiltração. Do mesmo modo, pelas razões referidas nos subcapítulos anteriores, ignorou-se a componente devida aos solos, calculando-se apenas a componente devida às cinzas.

7.7.2.1 Carga poluente disponível para transporte pelo escoamento superficial directo

Admitindo que as águas de escoamento superficial podem arrastar consigo diferentes massas de cargas sólidas, e considerando os cenários definidos em 7.7.1. (cenário A = 100% de incorporação de cinzas; cenário B = 50% de incorporação; cenário C = 25% de incorporação e cenário D = 5% de incorporação) as cargas poluentes na fase sólida, com origem nas cinzas,

transportadas pelo escoamento superficial directo, são as apresentadas no Quadro 115.

Quadro 115 – Massa potencial de poluentes, em Kg, na fase sólida para diferentes cenários de arraste de cinzas no vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	1 047 269	523 634	261 817	52 363	2 880 379	1 440 189	720 095	144 019	360 571	180 286	90 143	18 029
Al	156 753	78 376	39 188	7 838	68 917	34 459	17 229	3 446	10 779	5 389	2 695	539
Ca	649 982	324 991	162 496	32 499	436 475	218 237	1 09 119	21 824	104 579	52 289	26 145	5 229
Fe	72 971	36 486	18 243	3 649	30 924	15 462	7 731	1 546	2 951	1 476	738	148
K	119 591	59 796	29 898	5 980	705 074	352 537	176 269	35 254	115 999	57 999	29 000	5 800
Na	102 024	51 012	25 506	5 101	53 013	26 507	13 253	2 651	16 810	8 405	4 202	841
Mg	34 459	17 229	8 615	1 723	205 866	102 934	51 467	10 293	47 991	23 995	11 998	2 400
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	1 412	706	353	71	707	353	177	35	71	35	18	4
Cr	547	274	137	27	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni	291	145	73	15	106	53	27	5	36	18	9	2
Pb	196	98	49	10	62	31	16	3	5	3	1	0,3
Zn	5 689	2 845	1 422	285	5 973	2 986	1 493	299	891	445	223	45
Mn	9 824	4 912	2 456	491	37 330	18 665	9 333	1 867	3 850	1 925	962	193
Biomassa ardida	519 736 322,1				519 736 322,1				71 287 301,82			

Para os mesmos cenários de incorporação de cinzas, a carga poluente máxima que poderia ser dissolvida, vinda da lixiviação exclusiva das cinzas transportadas pelo escoamento superficial, apresenta-se no Quadro 116.

Sendo que a carga poluente nos lixiviados provém da carga sólida inicial que terá sido mobilizada pelo escoamento superficial directo (Quadro 115), então, e após a transformação de parte desta carga em lixiviados, a carga sólida que resta (Quadro 117) é a subtracção entre esta carga poluente inicial e a carga poluente nos lixiviados (Quadro 116).

Quadro 116 – Concentração potencial de poluentes, em Kg, na fase de lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas no vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	< 6,76	< 3,38	< 1,69	< 0,34	< 8,84	< 4,42	< 2,21	< 0,44	< 1,28	< 0,64	< 0,32	< 0,06
Ca	556,07	278,03	139,02	27,80	2 027,75	1 013,88	506,94	101,39	310,78	155,39	77,70	15,54
Fe	< 6,76	< 3,38	< 1,69	< 0,34	< 8,84	< 4,42	< 2,21	< 0,44	< 1,28	< 0,64	< 0,32	< 0,06
K	68 038,68	34 019,34	17 009,67	3 401,93	586 413,30	293 206,65	146 603,32	29 320,65	87 550,79	43 775,39	21 887,70	4 377,54
Na	64 727,96	32 363,98	16 181,99	3 236,40	37 073,83	18 536,92	9 268,46	1 853,69	10 922,36	5 461,18	2 730,59	546,12
Mg	8,78	4,39	2,20	0,439	219,12	109,56	54,78	10,96	13,22	6,61	3,30	0,66
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	0 – 3,38	0 – 1,69	0 – 0,85	0 – 0,17	0 – 4,42	0 – 2,21	0 – 1,10	0 – 0,22	0 – 0,64	0 – 0,32	0 – 0,16	0 – 0,03
Cr	0 – 3,38	0 – 1,69	0 – 0,85	0 – 0,17	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni	0 – 3,38	0 – 1,69	0 – 0,85	0 – 0,17	0 – 4,42	0 – 2,21	0 – 1,10	0 – 0,22	0 – 0,64	0 – 0,32	0 – 0,16	0 – 0,03
Pb	0 – 3,38	0 – 1,69	0 – 0,85	0 – 0,17	0 – 4,42	0 – 2,21	0 – 1,10	0 – 0,22	0 – 0,64	0 – 0,32	0 – 0,16	0 – 0,03
Zn	0 – 3,38	0 – 1,69	0 – 0,85	0 – 0,17	0 – 4,42	0 – 2,21	0 – 1,10	0 – 0,22	0 – 0,64	0 – 0,32	0 – 0,16	0 – 0,03
Mn	0 – 3,38	0 – 1,69	0 – 0,85	0 – 0,17	0 – 4,42	0 – 2,21	0 – 1,10	0 – 0,22	0 – 0,64	0 – 0,32	0 – 0,16	0 – 0,03
Biomassa ardida	519 736 322,1				519 736 322,1				71 287 301,82			

Quadro 117 – Carga poluente remanescente em fase sólida, em Kg, após passagem de poluentes das cinzas para a fase líquida (lixiviados), para a totalidade da área ardida

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	< 156 746	< 78 373	< 39 186	< 7 838	< 68 908	< 34 455	< 17 227	< 3 446	< 10 778	< 5 388	< 2 695	< 539
Ca	649 426	324 713	162 357	32 471	434 447	217 223	108 612	21 723	104 268	52 134	26 067	5 213
Fe	< 72 964	< 36 483	< 18 241	< 3 649	< 30 915	< 15 458	< 7 729	< 1 546	< 2 950	< 1 475	< 738	< 148
K	51 552	25 777	12 888	2 578	118 661	59 330	29 666	5 933	28 448	14 224	7 112	1 422
Na	37 296	18 648	9 324	1 865	15 939	7 970	3 985	797	5 888	2 944	1 471	295
Mg	34 450	17 225	8 613	1 723	205 647	102 824	51 412	10 282	47 978	23 988	11 995	2 399
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu *	1 409	704	352	70,8	703	351	176	34,8	70	34,7	17,8	3,97
Cr *	544	272	136	26,8	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni *	288	143	72	14,8	102	51	26	4,8	35	17,7	8,8	1,97
Pb *	193	96	48	9,8	58	29	15	2,8	4	2,7	0,8	0,27
Zn *	5 686	2 843	1 421	284,8	5 969	2 984	1 492	298,8	890	444,7	222,8	44,97
Mn *	9 821	4 910	2 455	490,8	37 326	18 663	9 332	1 866,8	3 849	1 924,7	961,8	192,97
Biomassa ardida	519 736 322,1				519 736 322,1				71 287 301,82			

*valor mínimo de concentração nas cinzas após a lixiviação

Estes valores são obtidos considerando que a totalidade das cinzas arrastadas em cada um dos cenários de transporte acima considerados estão disponíveis para fornecer lixiviados às águas que as transportam. Daqui (Quadro 117 em comparação com Quadro 115) se conclui que a grande maioria dos contaminantes permanecem em fase sólida, havendo apenas uma pequena quantidade (ainda assim expressa em quilogramas) transmitida ao meio aquoso. Os elementos que são transmitidos em maior quantidade à fase líquida são o sódio e potássio, seguidos do cálcio, tendo os primeiros dois elementos taxas de transferência que rondam entre os 55 e os 80%. Contudo, como estes são elementos maiores de ocorrência natural, a sua potencialidade como parâmetros indicadores de poluição com origem nos fogos pode ser algo limitada.

Considerando a outra fonte de poluentes que podem ser incorporados directamente no escoamento superficial, e que são os solos, verifica-se que estes podem contribuir para a poluição das águas de escoamento superficial directo por duas vias: (1) como carga sólida; (2) como material dissolvido (via lixiviados). Sendo desconhecida a massa de solos que o escoamento superficial directo possa, por erosão, ter removido da área ardida, não é possível aplicar o mesmo tipo de raciocínios aplicado para as cinzas (*cf.* Quadro 115) e calcular a massa de contaminantes originários dos solos e transportados em fase sólida.

Quanto às concentrações de contaminantes na fase líquida seria necessário conhecer não apenas os potenciais de transferência solos-lixiviados na área do Zêzere para cada um dos contaminantes considerados mas possuir também a massa de solo incorporado na carga sólida do escoamento superficial, de modo a calcular a massa de poluentes que foi lixiviada e assim incorporada na fase líquida, segundo raciocínios análogos aos que originaram o Quadro 116. Na ausência dos valores de massa de solo e de potenciais de transferência solos-lixiviados, não é possível determinar a carga poluente dos lixiviados originados a partir dos solos. Por esta

razão apenas se apresentam aqui os valores de carga sólida e de lixiviados provenientes das cinzas, que podem ser transportados pelo escoamento superficial directo.

Na ausência dos valores tanto da carga sólida como dos lixiviados com origem nos solos, os valores acima apresentados como carga poluente disponível para ser transportada pelas águas do escoamento superficial devem considerar-se como *valores potenciais de poluentes* disponíveis para entrar nestas águas, **admitindo que toda a área ardida tem o mesmo potencial para transferir poluição para as águas de escoamento superficial.**

Como dentro da bacia hidrográfica a principal área que contribui para o escoamento superficial são as vertentes, e se se desprezar a contribuição dos planaltos para o escoamento superficial (pois conceptualmente admite-se que estes sejam sobretudo zonas de recarga), a carga poluente disponível que atinge as linhas de água será diferente da carga potencial de poluentes. Esta **carga poluente disponível**, que pelas razões acima citadas não inclui a contribuição dos solos, calcula-se considerando a área total das vertentes ardidas dentro da bacia (1367 ha), as áreas dos povoamentos vegetais ao longo das vertentes ardidas dentro da bacia (950 ha para matos¹² e 23,7 ha para pinhais), e os valores de carga poluente sólida e de lixiviados por ha apresentados nos Quadro 112 e Quadro 114.

Deste modo, **considerando a área ardida dentro da bacia hidrográfica**, tem-se a seguinte distribuição de áreas de diferentes cobertos vegetais para os planaltos e para as vertentes (Quadro 118). Na Fig. 139 apresenta-se uma divisão geomorfológica (espinha et al., 2006) onde é possível identificar as áreas de planalto e de vertente. As áreas obtidas para cada tipo de vegetação resultam do cruzamento da Fig. 136 com uma simplificação destas unidades geomorfológicas.

Quadro 118 – Área das diferentes manchas de vegetação/ocupação do solo para as vertentes e planaltos da área ardida incluída na bacia hidrográfica do Zêzere

Vegetação / Ocupação do solo	Vertentes		Planalto		Total da área ardida da bacia	
	Km ²	ha	Km ²	ha	Km ²	ha
Misto folhosas resinosas	0,4594	45,94	0	0	0,4594	45,94
Misto resinosas	0,8646	86,46	0,2465	24,65	1,111	111,11
Outras resinosas	0,4145	41,45	0,1296	12,96	0,5440	54,40
Pinheiro bravo	0,2373	23,73	0	0	0,2373	23,73
Outras folhosas	0,1662	16,62	0	0	0,1663	16,63
Carvalho	0,0531	5,31	0,0006	0,06	0,0537	5,37
Matos	9,5024	950,24	3,0509	305,09	12,5533	1 255,33
Área agrícola	0,0826	8,26	0	0	0,0826	8,26
Misto folhosas	0,0802	8,02	0	0	0,0802	8,02
Área ardida em fogos anteriores	1,8125	181,25	0,00006	0,006	1,8126	181,260
Total da área por sector	13,6729	1 367,29	3,4276	342,76	17,10 km²	1 710,05 ha

¹² Que no cálculo das cargas poluentes são representados pela associação de vegetação Arbustos I ou pela Arbustos II.

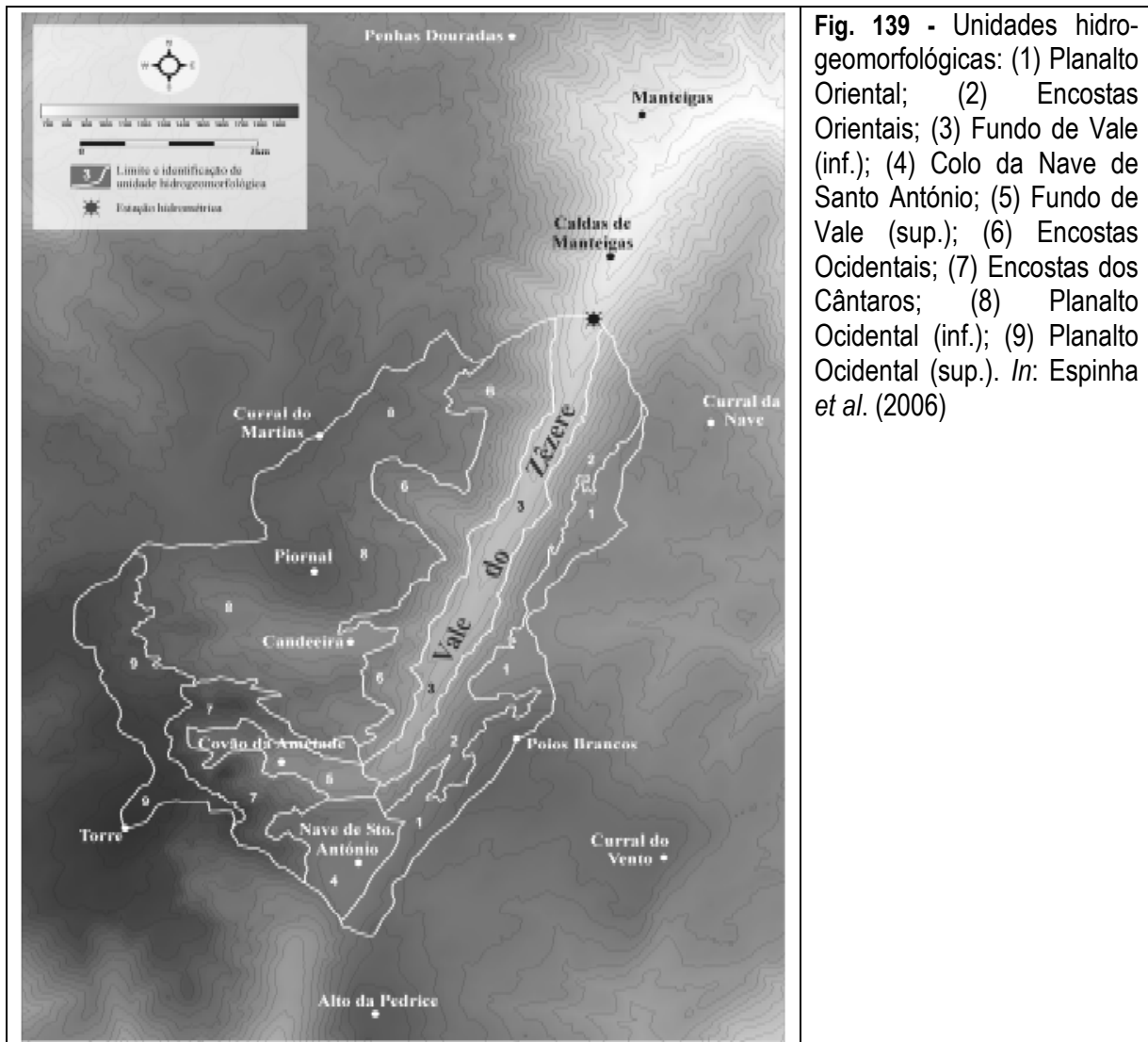


Fig. 139 - Unidades hidrogeomorfológicas: (1) Planalto Oriental; (2) Encostas Orientais; (3) Fundo de Vale (inf.); (4) Colo da Nave de Santo António; (5) Fundo de Vale (sup.); (6) Encostas Ocidentais; (7) Encostas dos Cântaros; (8) Planalto Ocidental (inf.); (9) Planalto Ocidental (sup.). *In*: Espinha *et al.* (2006)

A partir destes dados e dos valores dos Quadro 112 e Quadro 114 a **carga poluente disponível para o escoamento superficial** é dada pelo Quadro 119 para a fase sólida e pelo Quadro 120 para os lixiviados. Neste cálculos são apenas consideradas as manchas de matos e de pinheiros dado que as restantes manchas de vegetação/ocupação do solo não estão caracterizadas em termos de composição das cinzas e é admitido que toda a carga de cinzas contribui para a poluição das águas de escoamento superficial. Considera-se apenas os valores de áreas de matos e pinheiros nas vertentes pois pressupõe-se, simplificadamente, que seja esta região a que contribui com a carga poluente para o escoamento superficial. Não se está, portanto, a considerar o eventual arraste de sólidos (e respectivos lixiviados) provenientes dos planaltos, dado que não é possível, com os dados existentes, contabilizar tal arraste. Porém, dadas as características topográficas, admite-se que a carga transferida dos planaltos para o escoamento superficial (e respectiva entrada no fluxo de superfície das vertentes) seja relativamente diminuto. Por um raciocínio semelhante ao que originou o Quadro 117 a carga sólida residual que fica após a lixiviação será a apresentada no Quadro 121.

Quadro 119 – Carga poluente disponível para o escoamento superficial, em Kg , em carga sólida (cinzas) gerada nas vertentes da área ardida incluída na bacia do Zêzere

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
C	452 265	1 243 889	42 617
Al	67 695	29 761	1 274
Ca	280 691	188 489	12 361
Fe	31 510	13 351	349
K	51 645	304 484	13 710
Na	44 063	22 891	1 987
Mg	14 881	88 904	5 672
Cd	--	--	--
Cu	608	304	8,31
Cr	238	0	--
Ni	124	48	4,27
Pb	86	29	0,712
Zn	2 461	2 575	105
Mn	4 238	16 126	455

Quadro 120 – Carga poluente disponível para o escoamento superficial, em Kg , em fase líquida (lixiviados) gerada nas vertentes da área ardida incluída na bacia do Zêzere

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
C	Sem valores	Sem valores	Sem valores
Al	< 2,85	< 3,80	< 0,142
Ca	240,4	876,1	36,74
Fe	< 2,85	< 3,80	< 0,142
K	29 382	25 3240	10 350
Na	27 952	16 010	1 291
Mg	3,80	9,50	1,57
Cd	--	--	--
Cu	0 – 1,43	0 – 1,90	0 – 0,071
Cr	0 – 1,43	0	--
Ni	0 – 1,43	0 – 1,90	0 – 0,071
Pb	0 – 1,43	0 – 1,90	0 – 0,071
Zn	0 – 1,43	0 – 1,90	0 – 0,071
Mn	0 – 1,43	0 – 1,90	0 – 0,071

Quadro 121 – Carga poluente remanescente em fase sólida, em Kg, após passagem de poluentes das cinzas para a fase líquida (lixiviados), gerada nas vertentes da área ardida incluída na bacia do Zêzere

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
C	Sem valores	Sem valores	Sem valores
Al	< 67 692	< 29 758	< 1 274
Ca	280 450	187 613	12 324
Fe	< 31 507	< 13 347	< 349
K	31 507	51 244	3 360
Na	22 263	6 881	696
Mg	16 110	88 895	5 671
Cd	--	--	--
Cu *	607	302	8,24
Cr *	236	0	--
Ni *	122	46	4,20
Pb *	84	27	0,64
Zn *	2 460	2 573	105
Mn *	4 237	16 124	455

*valor mínimo de concentração nas cinzas após a lixiviação

Os quadros acima correspondem aos **valores de poluentes se se considerar um arraste total de cinzas e uma lixiviação máxima** destas, ou seja para lixiviados, a carga final que se poderá obter ao fim de longo tempo de contacto entre cinzas e o meio líquido, o que na Natureza raramente sucede (Cenário A, *cf.* pg. 299). Contudo estes valores máximos de carga poluente podem não ser alcançados, dado poderem existir diferentes taxas de erosão ao longo das vertentes, função do declive, rugosidade do terreno e da vegetação remanescente (ardida ou não). Estas diferentes taxas de erosão arrastarão assim cargas poluentes inferiores às dos Quadro 119 e Quadro 120. Como não existem dados conhecidos sobre a erosão e taxas de arraste nas vertentes após o fogo, optou-se por calcular as cargas poluentes com base nos cenários de arraste, definidos na pg. 299/300. Para as vertentes, os cenários admitidos são os Cenários A e B e as cargas poluentes para estes dois cenários, para a área ardida dentro da bacia do Zêzere, é dada pelo Quadro 122 para a carga sólida e Quadro 123 para os lixiviados.

Quadro 122 – Carga poluente disponível, em Kg, na fase sólida para diferentes cenários de arraste de cinzas, nas áreas das vertentes ardidadas incluídas na bacia do Zêzere

Cenários	Arbustos I		Arbustos II		Pinheiros	
	A = 100%	B = 50%	A = 100%	B = 50%	A = 100%	B = 50%
C	452 265	226 133	1 243 889	621 944	42 617	21309
Al	67 695	33 847	29 761	14 881	1 274	637
Ca	28 0691	140 345	188 489	94 245	12 361	6180
Fe	31 510	15 755	13 351	6 675	349	174
K	51 645	25 823	304 484	152 242	13 710	6855
Na	44 063	22 031	22 891	11 446	1 987	993
Mg	14 881	7 440	88 904	44 452	5 672	2836
Cd	--	--	--	--	--	--
Cu	608	304	304	152	8,31	4,15
Cr	238	119	0	0	--	--
Ni	124	62	48	24	4,27	2,14
Pb	86	43	29	14	0,71	0,36
Zn	2 461	1 231	2 575	1 288	105	53
Mn	4 238	2 119	16 126	8 063	455	228
Biomassa ardida	519 736 322,1		519 736 322,1		71 287 301,82	

Quadro 123 – Carga poluente disponível, em Kg, na fase de lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas, nas áreas das vertentes ardidadas incluídas na bacia do Zêzere

Cenários	Arbustos I		Arbustos II		Pinheiros	
	A = 100%	B = 50%	A = 100%	B = 50%	A = 100%	B = 50%
C	--	--	--	--	--	--
Al	< 2,85	< 1,43	< 3,80	< 1,90	< 0,14	< 0,071
Ca	240	120	876	438	36,74	18,37
Fe	< 2,85	< 1,43	< 3,80	< 1,90	< 0,14	< 0,071
K	29 382	14 691	253 240	126 620	10 350	5 175
Na	27 952	13 976	16 011	8 005	1 291	646
Mg	3,80	1,90	9,50	4,75	1,57	0,78
Cd	--	--	--	--	--	--
Cu	0 – 1,43	0 – 0,71	0 – 1,90	0 – 0,95	0 – 0,07	0 – 0,036
Cr	0 – 1,43	0 – 0,71	0	0	--	--
Ni	0 – 1,43	0 – 0,71	0 – 1,90	0 – 0,95	0 – 0,071	0 – 0,036
Pb	0 – 1,43	0 – 0,71	0 – 1,90	0 – 0,95	0 – 0,071	0 – 0,036
Zn	0 – 1,43	0 – 0,71	0 – 1,90	0 – 0,95	0 – 0,071	0 – 0,036
Mn	0 – 1,43	0 –	0 – 1,90	0 – 0,95	0 – 0,071	0 – 0,036
Biomassa ardida	519 736 322,1		519 736 322,1		71 287 301,82	

A carga sólida residual é dada pelo Quadro 124. Os valores do Cenário A = 100% são os correspondentes ao Quadro 119 para a carga sólida.

Quadro 124 – Carga poluente remanescente em fase sólida, em Kg, após passagem de poluentes das cinzas para a fase líquida (lixiviados), nas áreas das vertentes ardidas incluídas na bacia do Zêzere

Cenários	Arbustos I		Arbustos II		Pinheiros	
	A = 100%	B = 50%	A = 100%	B = 50%	A = 100%	B = 50%
C	--	--	--	--	--	--
Al	< 67 692	< 33 846	< 29 758	< 14 879	< 1 274	< 637
Ca	280 450	140 225	187 613	93 806	12 324	6 162
Fe	< 31 507	< 15 754	< 13 347	< 6 674	< 349	< 174
K	22 263	11 132	51 244	25 622	3 360	1 680
Na	16 110	8 055	6 881	3 440	696	348
Mg	14 877	7 439	88 895	44 447	5 671	2 835
Cd	--	--	--	--	--	--
Cu *	607	303	302	151	8,24	4,12
Cr *	236	118	0	0	--	--
Ni *	122	61	46	23	4,20	2,10
Pb *	84	42	27	13	0,64	0,32
Zn *	2 460	1 230	2 573	1 287	105	53
Mn *	4 237	2 118	16 124	8 062	455	227
Biomassa ardida	519 736 322,1		519 736 322,1		71 287 301,82	

*valor mínimo de concentração nas cinzas após a lixiviação

Deve sublinhar-se que nem toda esta carga sólida atingirá as áreas de jusante do Zêzere, dado que uma percentagem, indeterminada por ausência de dados, será retida no fundo do rio e incorporada nos sedimentos do leito. É provável que uma proporção destas cinzas retidas no fundo do leito possam continuar a contribuir com carga poluente em fase de lixiviados. Porém não é possível determinar, na fase actual dos conhecimentos sobre a região, quais as proporções destas cinzas retidas no leito do rio que possam ser geradoras de lixiviados nem o valor efectivo de lixiviados que será libertado a partir destas cinzas.

7.7.2.2 Carga poluente disponível para transporte pelas águas subterrâneas

A carga poluente transportada pelas águas subterrâneas na área ardida é a resultante da lixiviação de solos e cinzas, por acção das águas que se infiltram através dos solos e cobertura de cinzas. Os lixiviados dos solos, cuja fonte são as partículas do solo e são independentes da contribuição das cinzas para a carga poluente na fase líquida, devem determinar-se a partir dos dados de lixiviação dos tipos de solos existentes na área ardida. Contudo o desconhecimento das taxas de transferência entre as partículas do solo e a fase aquosa para os solos da região ardida do vale do Zêzere impede o cálculo da carga poluente dos lixiviados com esta origem.

Para os lixiviados das cinzas que permanecem no solo (as fontes de lixiviados para as águas de infiltração) há um potencial fenómeno de redução ao longo do tempo, por perda devida à erosão da massa de cinzas no solo. A massa de cinzas no solo e à sua superfície é um factor controlador da quantidade de lixiviados passíveis de ser criados e transportados para o meio subterrâneo; contudo não existem dados suficientes para calcular uma função temporal

de variação desta massa de cinzas, que teria de incluir os diversos eventos erosivos. Por esta razão, a determinação da carga poluente dos lixiviados considerou apenas os valores de cinzas calculados a partir da biomassa ardida (a quantidade de cinzas que existiria logo após o fogo).

Para a avaliação da carga poluente nas águas subterrâneas, devida aos lixiviados das cinzas, consideram-se os seguintes cenários de lixiviação, em concordância com os cenários adoptados para as águas de escoamento superficial directo (resultados no Quadro 125):

- **Cenário A** – incorporação de 100% de cinzas no escoamento superficial; neste caso não restam cinzas no solo e os lixiviados são apenas os resultantes das partículas dos solos. Os valores de carga poluente para este cenário são indeterminados porque não foi possível calcular a quantidade de lixiviados provenientes dos solos, pelas razões apresentadas anteriormente.
- **Cenário B** – incorporação de 50% de cinzas no escoamento superficial; neste caso 50% das cinzas permanecem no solo e os lixiviados calculados são os que resultam da lixiviação destas cinzas.
- **Cenário C** – incorporação de 25% de cinzas no escoamento superficial; neste caso 75% das cinzas permanecem no solo e os lixiviados calculados são os que resultam da lixiviação destas cinzas.
- **Cenário D** – incorporação de 5% de cinzas no escoamento superficial; neste caso 95% das cinzas permanecem no solo e os lixiviados calculados são os que resultam da lixiviação destas cinzas.

Quadro 125 – Concentração potencial de poluentes, em Kg, na fase de lixiviados para vários cenários de lixiviação das cinzas presentes nos solos do vale do Zêzere, para a totalidade da área ardida

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	--	< 3,38	< 5,07	< 6,42	--	< 4,42	< 6,63	< 8,39	--	< 0,64	< 0,96	< 1,22
Ca	--	278,03	417,05	528,26	--	1 013,88	1 520,81	1 926,36	--	155,39	233,09	295,25
Fe	--	< 3,38	< 5,07	< 6,42	--	< 4,42	< 6,63	< 8,39	--	< 0,64	< 0,96	< 1,22
K	--	34 019,34	51 029,01	64 636,75	--	29 3206,65	439 809,97	557 092,63	--	43 775,39	65 663,09	83 173,25
Na	--	32 363,98	48 545,97	61 491,56	--	18 536,92	27 805,37	35 220,14	--	5 461,18	8 191,77	10 376,24
Mg	--	4,39	6,59	8,34	--	109,56	164,34	208,17	--	6,61	9,91	12,56
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	--	0 – 1,69	0 – 2,53	0 – 3,21	--	0 – 2,21	0 – 3,31	0 – 4,20	--	0 – 0,32	0 – 0,48	0 – 0,61
Cr	--	0 – 1,69	0 – 2,53	0 – 3,21	--	0	0	0	--	--	--	--
Ni	--	0 – 1,69	0 – 2,53	0 – 3,21	--	0 – 2,21	0 – 3,31	0 – 4,20	--	0 – 0,32	0 – 0,48	0 – 0,61
Pb	--	0 – 1,69	0 – 2,53	0 – 3,21	--	0 – 2,21	0 – 3,31	0 – 4,20	--	0 – 0,32	0 – 0,48	0 – 0,61
Zn	--	0 – 1,69	0 – 2,53	0 – 3,21	--	0 – 2,21	0 – 3,31	0 – 4,20	--	0 – 0,32	0 – 0,48	0 – 0,61
Mn	--	0 – 1,69	0 – 2,53	0 – 3,21	--	0 – 2,21	0 – 3,31	0 – 4,20	--	0 – 0,32	0 – 0,48	0 – 0,61
Biomassa ardida	519 736 322,1				519 736 322,1				71 287 301,82			

Estes valores devem ser considerados como valores potenciais de poluentes disponíveis para entrar nas águas subterrâneas, **admitindo que toda a área ardida tem o mesmo potencial para transferir poluição para as águas subterrâneas**. Refira-se mais uma vez que a contribuição dos solos para os lixiviados é desconhecida, logo não foi possível calculá-la, pelo que os resultados do Quadro 125 se referem apenas aos lixiviados provenientes das

cinzas. Estes valores referem-se à totalidade da área ardida, o que inclui regiões que não pertencem à bacia hidrográfica do Zêzere.

Como foi enunciado, para as águas subterrâneas considera-se que o solo age como filtro, e portanto não se entra em consideração com qualquer possível carga poluente em fase sólida, donde somente os valores de lixiviados são tomados em consideração nos cálculos.

Admitindo-se que dentro da bacia hidrográfica as principais áreas que contribuem para a recarga são as zonas de planalto, e secundariamente o fundo do vale (desprezando-se a contribuição das vertentes pois conceptualmente admite-se que estas sejam sobretudo zonas de escoamento superficial), a **carga poluente disponível para a recarga**, que pelas razões atrás citadas não inclui a contribuição dos solos, é calculada em função da área total dos planaltos ardidos dentro da bacia (343 ha), as áreas dos povoamentos vegetais nestes planaltos, e os valores de carga poluente de lixiviados por ha apresentados no Quadro 114. Deste modo e considerando a área planáltica ardida inclusa na bacia hidrográfica do Zêzere, a **carga poluente disponível para a recarga** (lixiviados), é dada pelo Quadro 126. Nestes cálculos são apenas consideradas as manchas de matos e de pinheiros (305 ha para Arbustos I, 305 ha para Arbustos II e 0 ha para Pinhais; cf. Quadro 118) dado que as restantes manchas de vegetação não estão caracterizadas em termos de composição das cinzas.

Quadro 126 – Carga poluente disponível para a recarga, em Kg , em fase líquida (lixiviados) gerada na área ardida de planaltos, inclusa na bacia do Zêzere

Tipo de carga poluente	Arbustos I	Arbustos II	Pinheiros
C	Sem valores	Sem valores	Sem valores
Al	< 0,92	< 1,22	0
Ca	77	281	0
Fe	< 0,92	< 1,22	0
K	9 434	81 308	0
Na	8 975	5 141	0
Mg	1,22	3,05	0
Cd	--	--	--
Cu	0 – 0,46	0 – 0,61	0
Cr	0 – 0,46	0	--
Ni	0 – 0,46	0 – 0,61	0
Pb	0 – 0,46	0 – 0,61	0
Zn	0 – 0,46	0 – 0,61	0
Mn	0 – 0,46	0 – 0,61	0

Embora, tal como para o caso das cargas poluentes no escoamento superficial, sejam realizados os cálculos para duas associações distintas de Arbustos (I e II), cada uma delas representa de facto a mesma área de matos porque, na ausência de uma melhor caracterização, se optou por considerar as composições em poluentes de Arbustos I e Arbustos II como definidoras do intervalo de valores de poluentes passíveis de ser libertados pelas áreas de matos ardidos.

O quadro acima corresponde aos **valores de poluentes se se considerar uma lixiviação máxima das cinzas** retidas nos solos, ou seja, a carga final que se poderá obter ao

fim de longo tempo de contacto entre cinzas e o meio líquido, ou seja o valor da poluição acumulada ao final da lixiviação completa das cinzas retidas no solo, considerando que a totalidade das cinzas geradas pelo fogo ficou retida no solo e não ocorreu qualquer transporte. Contudo estes valores máximos de carga poluente podem não ser alcançados, dado percentagens destas cinzas poderem ser arrastadas quer pelo escoamento superficial – por muito reduzido que ele possa ser em algumas áreas de planalto – quer por ventos ou mesmo movimentos de massa, o que será função de várias condicionantes locais incluindo o declive, rugosidade do terreno e vegetação remanescente (ardida ou não). Estas diferentes taxas de erosão deixarão nos solos cargas poluentes inferiores às que originam as cargas de lixiviados do Quadro 126. Como não existem dados conhecidos sobre a erosão e taxas de arraste das cinzas após o fogo nas zonas de planalto, optou-se por calcular as cargas poluentes com base em cenários de arraste, definidos na pg. 314, não se considerando o Cenário A pois neste cenário todas as cinzas seriam removidas da área planáltica, não dando origem a quaisquer lixiviados, o que é uma situação pouco realista. As cargas poluentes resultantes destes cenários são apresentadas no Quadro 127.

Quadro 127 – Carga poluente disponível, em Kg, na fase de lixiviados para diferentes cenários de infiltração de lixiviados, nas áreas de planaltos ardidos inclusos na bacia do Zêzere

Cenários	Arbustos I			Arbustos II			Pinheiros		
	B = 50%	C = 25%	D = 5%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	< 0,458	< 0,686	< 0,870	< 0,610	< 0,915	< 1,160	0	0	0
Ca	38,59	57,89	73,33	141	211	267	0	0	0
Fe	< 0,458	< 0,686	< 0,870	< 0,610	< 0,915	< 1,160	0	0	0
K	4 717	7 075	8 962	40 654	60 981	77 243	0	0	0
Na	4 487	6 731	8 526	2 570	3 855	4 884	0	0	0
Mg	0,610	0,915	1,159	1,525	2,288	2,900	0	0	0
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	0 – 0,229	0 – 0,343	0 – 0,435	0 – 0,305	0 – 0,458	0 – 0,580	0	0	0
Cr	0 – 0,229	0 – 0,343	0 – 0,435	0	0	0	--	--	--
Ni	0 – 0,229	0 – 0,343	0 – 0,435	0 – 0,305	0 – 0,458	0 – 0,580	0	0	0
Pb	0 – 0,229	0 – 0,343	0 – 0,435	0 – 0,305	0 – 0,458	0 – 0,580	0	0	0
Zn	0 – 0,229	0 – 0,343	0 – 0,435	0 – 0,305	0 – 0,458	0 – 0,580	0	0	0
Mn	0 – 0,229	0 – 0,343	0 – 0,435	0 – 0,305	0 – 0,458	0 – 0,580	0	0	0
Biomassa ardida	519 736 322,1			519 736 322,1			71 287 301,82		

7.7.2.3 Evolução temporal das cargas poluentes entradas no meio hídrico superficial e subterrâneo

As cargas poluentes, tanto em fase sólida como em fase de lixiviados, acima definidas são valores resultantes da queima da biomassa na zona ardida. Esta **carga poluente inicial** não entra toda ao mesmo tempo no meio hídrico, verificando-se antes uma entrada continuada ao longo do tempo. **Tem-se assim não um evento pontual no tempo mas um evento poluente com uma determinada extensão temporal, e descontínua**, visto a poluição só entrar neste meio a cada episódio de precipitação suficientemente intenso para causar escoamento superficial e/ou recarga dos aquíferos.

Acresce ainda que a **carga poluente por cada novo evento de precipitação**, ou seja, aquela que a massa de cinzas pode no seu todo fornecer ao meio hídrico (em fase sólida ou em lixiviados) por cada evento de precipitação, e que resulta da *carga poluente inicial* subtraída da carga poluente retirada a cada evento de precipitação com capacidade para gerar transporte, vai sendo reduzida ao longo de cada evento, pois cada evento remove um pouco desta carga poluente disponível para transporte, levando à progressiva lavagem dos terrenos e a uma diminuição consequente da concentração nos eventos seguintes. Isto é aliás indiciado pelos resultados das análises de águas superficiais e subterrâneas de áreas ardidas, apresentadas no Capítulo 6. Deste modo, além da poluição associada aos fogos ser **em área, e temporalmente alargada mas descontínua**, tem também **concentrações temporalmente variáveis**, podendo-se falar de um “**decaimento da poluição em função do tempo**”. É esta evolução temporal da redução progressiva das cargas poluentes que entram no meio hídrico que se pretendeu abordar neste subcapítulo.

7.7.2.3.1 Evolução temporal por evento de precipitação das cargas poluentes no meio hídrico superficial

O primeiro evento de precipitação após o fogo, com capacidade para gerar escoamento superficial, transportará uma carga poluente que é uma fracção da *carga poluente disponível* e é função da intensidade da precipitação, pois, para as mesmas pedológicas e topográficas, a intensidade da erosão será função da intensidade do evento de precipitação. Os eventos seguintes de precipitação, com intensidade suficiente para gerarem escoamento superficial, transportarão fracções da carga poluente disponível remanescente após o evento anterior, ou seja transportam uma **carga poluente do escoamento superficial por cada novo evento de precipitação**. Assim, e como o meio vai sendo lavado por eventos sucessivos de precipitação, ocorre redução progressiva ao longo do tempo da carga poluente transportada pelo escoamento superficial.

A metodologia para determinar esta redução progressiva, ou “**evolução da carga poluente**”, exige que se conheça: (1) a *carga disponível de poluição* (incluindo carga sólida e lixiviados) para transporte após o fogo e antes do primeiro evento de precipitação, (2) os eventos de precipitação após o fogo capazes de gerar escoamento superficial (e portanto a precipitação mínima a partir da qual há escoamento superficial), (3) a quantidade de precipitação em cada evento gerador de escoamento superficial, (4) os volumes de água precipitados nos planaltos e vertentes por cada evento de precipitação, incluindo o primeiro pós-fogo com capacidade de gerar escoamento superficial, (5) a taxa de erosão (carga sólida transportada) por evento de precipitação, (6) a massa de cinzas arrastadas em função desta taxa de erosão por evento de precipitação, (7) a carga poluente associada a tal massa de cinzas.

Considerando os dados de campo – e excluindo a zona de Carvoeiro, pois não tem dados suficientes para uma análise da evolução temporal – e fazendo a análise para os elementos cálcio, magnésio, sódio e potássio pois estes são os elementos comuns entre as amostragens

de campo e os elementos que se conhecem como podendo entrar nos lixiviados, e incluindo ainda – para o caso do rio Zêzere – o manganês e o carbono orgânico, tem-se que:

- **No Zêzere** (fogo de Maio de 2005) as concentrações de manganês e carbono orgânico, entre 30 de Outubro e 10 de Novembro de 2005, mostram um rápido decréscimo, que pode dever-se aos eventos de precipitação ocorridos entre 30 de Outubro (data da 1ª amostragem) e 4 de Novembro. A quantidade de chuva entre 30 de Outubro e 4 de Novembro é significativa, o que pode explicar o muito rápido decréscimo das concentrações; na amostragem de 10 de Novembro o decréscimo reduz-se, sendo que a 9 de Novembro ocorreu outro evento de precipitação, de menor intensidade, não tendo chovido desde 4 de Novembro. Neste caso, e para esta escala temporal, o decréscimo das concentrações parece seguir um comportamento aproximadamente logarítmico (Fig. 140 e Fig. 141). Admite-se que esta redução se deva ao arraste dos poluentes pelas chuvas (reduzindo a quantidade de poluentes disponíveis para serem arrastados nas chuvadas seguintes).

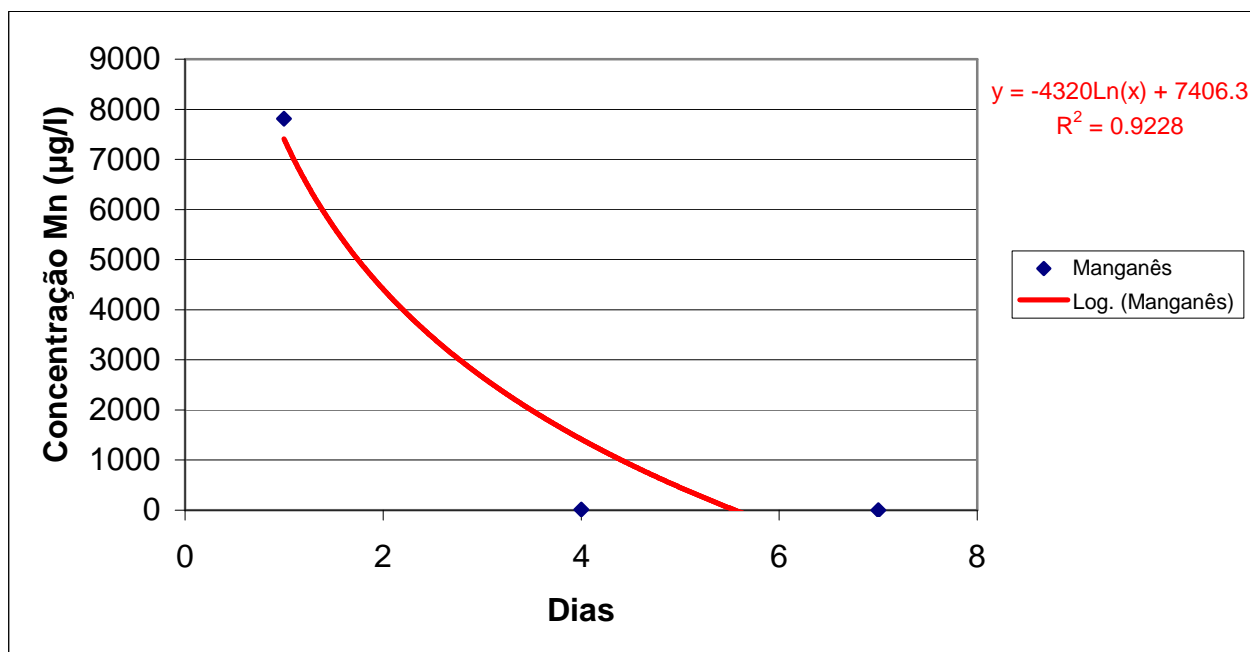


Fig. 140 - Evolução das concentrações de manganês no rio Zêzere após o fogo de 2005

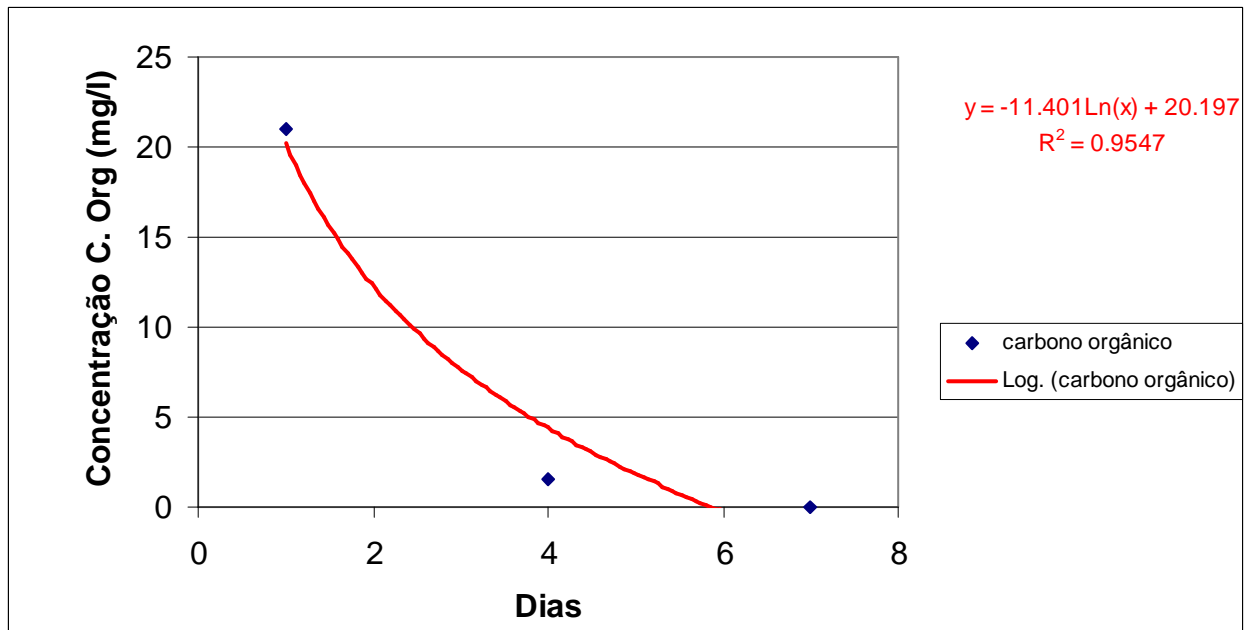


Fig. 141 – Evolução das concentrações de carbono orgânico no rio Zêzere após o fogo de 2005

- **Em Penhascoso** (fogo em 4/8/2006 e campanhas de amostragem entre 9/8/2006 e 25/9/2007), e para um intervalo de evolução temporal mais alargado, ocorre na Ribeira de Barba Pouca¹³ uma redução progressiva da concentração de Ca, Mg, Na e K, entre 9/8/2006 e 15/3/2007, a que se segue um aumento da concentração em 25/9/2007. Aumentos de concentrações entre 15/3/2007 e 25/9/2007 observam-se também na ribeira do Quadouro e talhão experimental. A redução de concentrações durante a época húmida parece indiciar um efeito de remoção dos poluentes pelas chuvas (e progressiva redução das concentrações disponíveis para entrar no meio hídrico), similar ao registado no Zêzere na primeira época húmida após o fogo. Esta redução parece seguir um comportamento exponencial sobretudo para o cálcio e magnésio (Fig. 142 e Fig. 143) e um comportamento mais linear para o potássio e sódio (Fig. 144 e Fig. 145); esta diferença de comportamento na evolução das concentrações durante o período húmido após o fogo, pode dever-se às diferenças de solubilidade destes elementos e ao conjunto de processos químicos que controlam a sua solubilidade nas águas.

¹³ Dos pontos da rede de monitorização de águas superficiais, é o que tem maior registo temporal de valores, em conjunto com a charca.

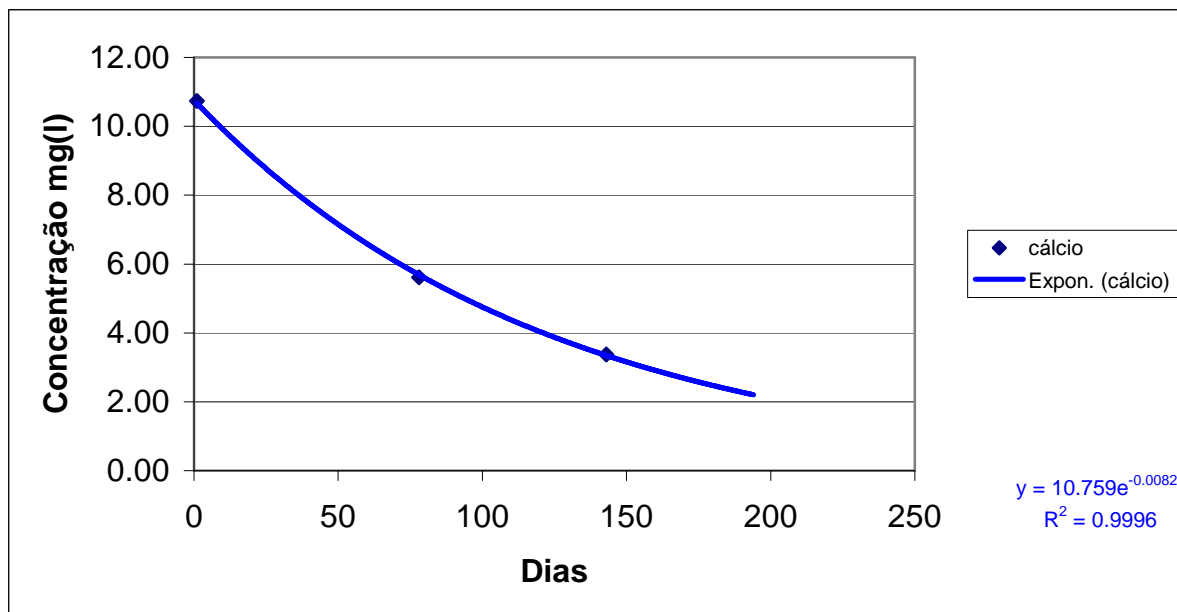


Fig. 142 - Evolução das concentrações de cálcio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007

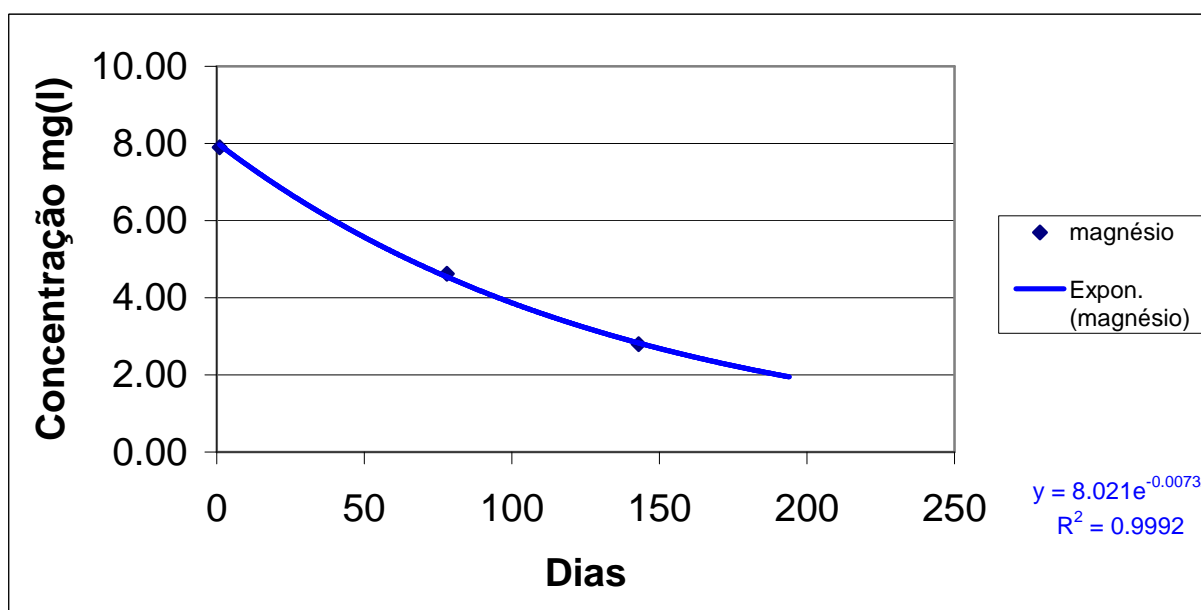


Fig. 143 - Evolução das concentrações de magnésio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007

Contudo observa-se um aumento da concentração dos poluentes no final da época seca de 2007, que aliás ocorre não apenas em todos os pontos de monitorização de águas superficiais de Penhascoso, incluindo o talhão, como também em Caratão (fogo em 2003) ou mesmo em Quebrada (área não ardida). Isto indicará que durante este período ocorreram processos não forçosamente associados aos fogos (tanto mais que o mesmo se verifica também na área não ardida) que levam a um aumento das concentrações no solo e que, aquando das primeiras chuvas, levam a um aumento das concentrações nas águas. De referir que não é possível saber se a

mesma evolução ocorreu no Zêzere dado que não existem registos para este período seco. Há ainda a referir o comportamento algo aleatório da charca, onde, além da subida no fim da época seca de 2007, existe uma subida no meio da época húmida para o Na, K, Ca e Mg, o que apenas se poderá explicar pela possibilidade de arraste e concentração destes elementos a partir das zonas ardidas mas que, ao invés das ribeiras, não são transportados para jusante, pelo que terão de se concentrar na charca até virem a ser removidos por precipitação ou por co-precipitação com a carga sólida que também chega à charca.

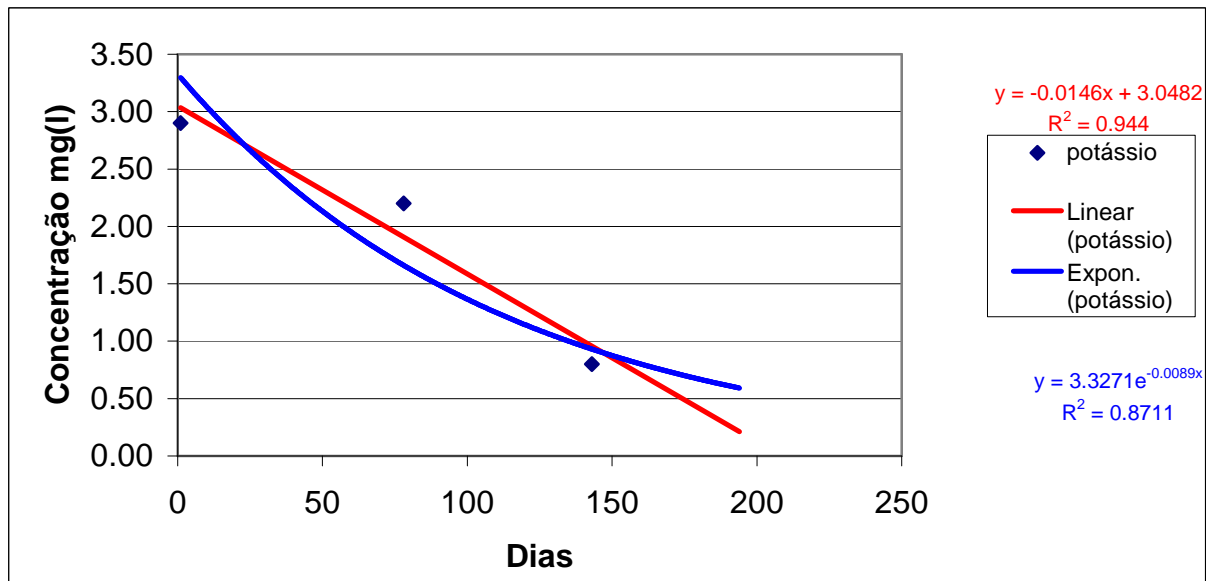


Fig. 144 - Evolução das concentrações de potássio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007

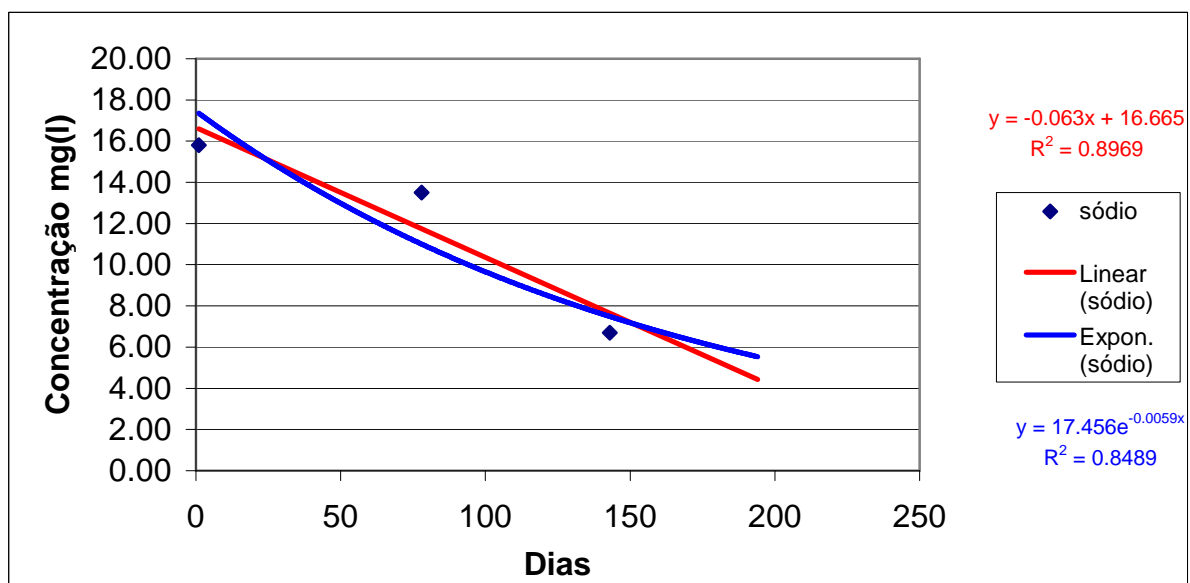


Fig. 145 - Evolução das concentrações de sódio na ribeira da Barba Pouca (Penhascoso) após o fogo de 2006, antes da época seca de 2007

- **No Caratão** (fogo em 2003) regista-se uma subida entre 1/6/2006 e 25/9/2007 para o Ca, Mg, Na e K, não se conhecendo a evolução no período húmido entre estas duas amostragens. Não se conhecendo valores durante a época húmida (onde há uma tendência geral para a redução das concentrações dos elementos, tanto em Penhascoso com em Quebrada) não é possível realizar qualquer conclusão. A única inferência que se pode fazer é que a subida de concentrações entre o início da época seca de 2007 e o início da época húmida de 2007 se verifica de modo geral também para Penhascoso e Quebrada. O curto período de observação do Zêzere não permite fazer comparações com esta região.
- **Na Quebrada** (área não ardida) embora se registe na Ribeira da Quebrada¹⁴, entre o período de 12/6/2006 (fim da época húmida) e 25/9/2007 (início da época húmida do ano seguinte) uma subida das concentrações para o Ca, Mg e Na, há variações de comportamento destes elementos durante o período húmido (15/3/2007). Assim o cálcio e magnésio registam sempre uma subida na época húmida, com o cálcio a ter uma subida mais acentuada; o sódio regista uma descida, parecendo indiciar que é susceptível a processos de diluição durante a época húmida, ao passo que o potássio mantém a sua concentração constante ao longo de todo o período de amostragem, independentemente de se tratar de amostras colhidas em época seca ou húmida. Se se admitir que este é a evolução natural das concentrações destes elementos nas águas, qualquer desvio a esta evolução nas áreas ardidas poderá ser atribuída aos processos que afectam o transporte das cinzas e seus lixiviados. Deve contudo ter-se em atenção que outros factores além do fogo afectam a evolução das concentrações, como sejam por exemplo as condições topográficas, pedológicas, químicas do meio aquoso e do meio solo, apenas para referir algumas.

As observações de campo mostram assim que: (1) nas áreas ardidas as concentrações destes elementos tendem a ser superiores aos da área não ardida, embora essa diferença se atenua, especialmente para o potássio, em áreas ardidas há mais de 3 anos; (2) no troço das curvas correspondentes aos decréscimos das concentrações verifica-se que estes decréscimos tendem a seguir leis um pouco distintas para os diferentes elementos; (3) se se considerar um período de amostragem curto (ex.: Zêzere) o comportamento de variação da concentração parece seguir uma evolução logarítmica ao passo que se o período de amostragem for mais alargado (e com maior intervalo de tempo entre as amostragens), o comportamento já parece seguir comportamentos lineares a exponenciais até ao final da época húmida; (4) esta diferença na evolução dos elementos pode ser devida quer às características próprias dos elementos em questão, às características químicas do solo e do meio hídrico, às características topográficas da zona ardida mas pode também ser devida a uma escassez de dados durante a época de decréscimo das concentrações (3 amostras entre fins de Outubro e 10 de Novembro de 2006 no Zêzere e 3 amostras ou menos para o período entre Junho/Agosto de 2006 e Março de 2007 nas restantes áreas¹⁵); (5) excluindo a região do Zêzere que não foi amostrada neste período, em todas as áreas analisadas ocorre uma subida das concentrações dos

¹⁴ A que tem um mínimo de dados para realizar uma análise da evolução temporal das concentrações dos elementos.

¹⁵ Com a exclusão de Carvoeiro, que só tem uma amostra, em 12/6/2006 e por isso não é considerada na análise.

elementos no final de Setembro de 2007 (fim da época seca), com a excepção do potássio na área não ardida, que se mantém constante ao longo de todo o período de amostragem.

Em função dos dados de campo e dos aspectos metodológicos referidos no penúltimo - parágrafo da pg. 317, propõe-se a seguinte fórmula aproximativa de cálculo da **evolução da carga poluente para o escoamento superficial** por sequência de eventos de precipitação:

$$C_{nEsc} = C_{0Sup} + \sum_{i=1}^m C_x^i - \sum_{j=1}^n C_{esc}^j + C_{exit} \quad \text{Eq. 18}$$

onde:

C_{nEsc} = concentração de poluentes no escoamento superficial na fase líquida, após o evento de precipitação n capaz de gerar escoamento superficial

C_{0Sup} = carga disponível de poluição antes do primeiro evento de precipitação capaz de remover poluentes (seja por escoamento superficial seja por infiltração no meio subterrâneo)

C_x^i = carga de poluente adicionada ao sistema por processos naturais de concentração durante a época seca

m = nº de eventos que originam uma adição da carga poluente C_x ao sistema

C_{esc}^j = carga poluente arrastada durante o evento de precipitação n capaz de gerar escoamento superficial

n = nº de eventos de precipitação capaz de gerar escoamento superficial

C_{exit} = concentração de poluentes que deixa continuamente a zona saturada devido ao fluxo subterrâneo, descarregando nos rios (descarga de fundo)

Se se considerar agora não a **variação de concentração** em função de evento de precipitação mas em função do tempo, e de acordo com os dados de campo acima referidos tem-se que, para poluentes de solubilidade reduzida (ex.: manganês e carbono orgânico) e curtos tempos de observação (alguns dias) durante os quais ocorra precipitação significativa, a variação nas concentrações poderá considerar-se aproximadamente logarítmica:

$$C_t = C_0 - A \times \ln(t) \quad \text{Eq. 19}$$

onde:

C_t = concentração de poluentes na fase líquida, no tempo t após o fogo

C_0 = carga disponível de poluição antes do primeiro evento de precipitação capaz de remover poluentes

A = constante que depende do poluente

t = tempo t após o fogo (em dias)

Para espaços mais alargados de tempo (meses e anos) a variação da concentração em função do tempo para poluentes de solubilidade mediana (ex.: cálcio e magnésio) será expressa de forma exponencial:

$$C_t = C_0 + C_x + A \times e^{-B \times t} \quad \text{Eq. 20}$$

onde:

C_t = concentração de poluentes na fase líquida, no tempo t após o fogo

C_0 = carga disponível de poluição antes do primeiro evento de precipitação capaz de remover poluentes

C_x = carga de poluente adicionada ao sistema por processos naturais de concentração durante a época seca

A = constante que depende do poluente

B = constante que depende das características do terreno

t = tempo t após o fogo (em dias)

Para o mesmo espaço alargado de tempo (meses e anos) a variação da concentração em função do tempo para poluentes de solubilidade elevada (ex.: sódio e potássio) pode considerar-se basicamente linear:

$$C_t = C_0 + C_x - A \times t \quad \text{Eq. 21}$$

onde:

C_t = concentração de poluentes na fase líquida, no tempo t após o fogo

C_0 = carga disponível de poluição antes do primeiro evento de precipitação capaz de remover poluentes

C_x = carga de poluente adicionada ao sistema por processos naturais de concentração durante a época seca

A = constante que depende do poluente

t = tempo t após o fogo (em dias)

Para validar as metodologias e equação acima enunciadas, com vista a uma melhor compreensão da evolução temporal dos contaminantes no meio hídrico superficial devem realizar-se estudos de monitorização com registos o mais sistemáticos possível e num período alargado de tempo, a iniciar logo após o fogo e que terminem só quando o sistema retornou a condições de estabilidade. É de especial importância definir se existe algum efeito de escala temporal na evolução da contaminação, isto é, se registos com curto intervalo de tempo entre si dão ou não o mesmo tipo de curvas de variação que registos mais espaçados no tempo, ou se existe alteração na natureza destas curvas (logarítmica vs. exponencial vs. linear, etc.) para os primeiros períodos pós fogo e para períodos muito posteriores (meses ou anos após o fogo).

7.7.2.3.2 Evolução temporal por evento de precipitação das cargas poluentes no meio hídrico subterrâneo

Tal como no caso do escoamento superficial, o primeiro evento de precipitação após o fogo com capacidade para gerar recarga transportará uma carga poluente que é uma fracção da *carga poluente disponível* e dependerá das condições de mobilidade dos poluentes no solo

(o que por sua vez depende das condições químicas e biológicas desse solo e respectivo grau de alteração após o fogo), assim como da intensidade da precipitação. Assim, a carga poluente havida no solo¹⁶ será parcialmente removida pela infiltração, dirigindo-se para a zona saturada. Os eventos seguintes de precipitação com intensidade suficiente para gerarem recarga transportarão frações da carga poluente disponível remanescente no solo após o evento anterior, ou seja transportam uma **carga poluente da recarga por cada novo evento de precipitação**. Esta carga poluente disponível remanescente corresponde na prática ao que fica da subtracção das cargas poluentes removidas pelos eventos de precipitação anteriores. Como o solo vai sendo lavado por eventos sucessivos de precipitação, dá-se uma redução progressiva ao longo do tempo da carga poluente no solo, a qual é transportada para o meio saturado. Deste modo é de admitir que, em paralelo à redução progressiva da carga poluente no solo/zona não saturada, ocorrerá um aumento da carga poluente no meio saturado. Este aumento poderá ocorrer, quando em comparação ao meio superficial, num intervalo mais dilatado de tempo, devido à maior lentidão dos processos de transporte no meio subterrâneo. Ou seja tenderá a haver um atraso temporal na chegada da poluição ao meio saturado, devido às mais lentas velocidades de circulação da água no meio subterrâneo; poderá mesmo suceder que, quando o meio superficial já tiver recuperado, o meio subterrâneo saturado possa estar a sofrer as primeiras chegadas de poluentes ou os picos de poluição, tudo dependendo da velocidade de transporte no meio subterrâneo, muito em especial na zona não saturada. Esta poluição pode também ser atenuada pelos processos químicos e biológicos de remoção dos poluentes no meio subterrâneo, embora se deva ter em conta que após um fogo, dependendo da sua intensidade e severidade, as comunidades biológicas dos solos são drasticamente afectadas e os processos biológicos de depuração reduzidos, e que também a actividade química do solo é alterada, podendo perder muita da sua eficiência na remoção de poluentes.

A metodologia para determinar a evolução temporal da contaminação no meio subterrâneo considera dois aspectos:

- A redução da concentração dos poluentes à superfície do solo que podem ser arrastados para o meio subterrâneo, ou seja, uma “**evolução da carga poluente à superfície da zona vadosa**” – exige que se conheça: (1) a *carga disponível de poluição* (basicamente lixiviados) para transporte após o fogo e antes do primeiro evento de precipitação, (2) os eventos de precipitação após o fogo capazes de gerar infiltração (e portanto a precipitação mínima a partir da qual há infiltração), (3) a quantidade de precipitação em cada evento gerador de recarga, (4) os volumes de água precipitados por cada evento de precipitação, (5) a eventual carga poluente arrastada por erosão¹⁷ devida ao escoamento superficial por evento de precipitação.
- A evolução da concentração dos poluentes no meio subterrâneo saturado deveria seguir uma “**evolução da concentração da carga poluente no meio saturado**”, que possuirá algum atraso no tempo da chegada dos contaminantes ao meio

¹⁶ Esta carga deve ser, na realidade, a subtracção entre a carga poluente disponível logo após o fogo e a poluição removida pelo escoamento superficial, mas neste modelo considerou-se a simplificação de que o escoamento superficial nas zonas planálticas é virtualmente nulo.

¹⁷ E que deixará, portanto de contribuir para a poluição da infiltração neste nos eventos posteriores.

saturado, relativo ao de chegada ao meio hídrico superficial; admite-se que, em termos teóricos, esta curva possa apresentar um troço inicial de subida das concentrações até atingir um pico, a partir do qual a concentração tenderá a diminuir, eventualmente até à recuperação total do sistema – exige que se conheça: (1) velocidade de circulação no meio não saturado e saturado, (2) alteração da permeabilidade no meio não saturado após o fogo (o que exigirá conhecer o grau de intensidade e severidade do fogo e as conseqüentes modificações nas propriedades hidráulicas do solo), (3) taxas de retenção dos poluentes na zona vadosa após o fogo, (4) distância da superfície do solo até à zona saturada.

Simplificadamente, e na ausência de dados de pormenor, a evolução das concentrações na fase líquida da zona vadosa, por sequência de eventos de precipitação, isto é a **evolução da carga poluente à superfície da zona vadosa**, pode descrever-se de forma aproximativa através da seguinte equação:

$$C_{nVad} = C_{0Sup} - \sum_{j=1}^n C_{vad}^j - \sum_{j=1}^n C_{esc}^j + \sum_{i=1}^m C_x^i \quad \text{Eq. 22}$$

onde:

C_{nVad} = concentração de poluentes na fase líquida da zona vadosa após o evento de precipitação n capaz de gerar infiltração

C_{0Sup} = carga disponível de poluição antes do primeiro evento de precipitação capaz de remover poluentes (seja por escoamento superficial seja por infiltração no meio subterrâneo)

C_{vad}^j = carga poluente infiltrada durante o evento de precipitação n capaz de gerar infiltração

C_{esc}^j = carga poluente arrastada durante o evento de precipitação n capaz de gerar escoamento superficial

n = nº de eventos de precipitação capazes de gerar infiltração; se o evento não gerar escoamento superficial o termo C_{esc}^j será nulo

C_x^i = carga de poluente adicionada ao sistema por processos naturais de concentração durante a época seca

m = nº de eventos que originam uma adição da carga poluente C_x ao sistema

É assim necessário conhecer os valores mínimos de precipitação capazes de gerar um evento que origine infiltração. Conhecer os volumes de água por evento de precipitação na área ardida é também importante para a determinação das concentrações de infiltração.

Para a análise da evolução da poluição no meio saturado utilizaram-se os dados de campo – excluindo as zonas de Caratão e Carvoeiro, pois não existem dados suficientes para uma análise da evolução temporal – fazendo-se a análise para os mesmos elementos cálcio, magnésio, sódio e potássio, pelas razões apresentadas no subcapítulo anterior:

- **Quebrada** (área não ardida) – nesta zona, para Poço Viriato, o ponto com maior

registo de valores, verifica-se um leve decréscimo das concentrações em Março de 2007 para todos os elementos acima referidos, seguido de um leve incremento das concentrações na época seca. Esta variação é mínima, podendo corresponder a leves oscilações naturais do sistema, que na época húmida poderão causar algum efeito de diluição por efeito da recarga, e corresponderá ao comportamento normal dum sistema não afectado pelos fogos¹⁸.

- **Penhascoso** (área ardida em 2006) – a evolução das concentrações é variável de elemento para elemento e distinta da que parece emergir da zona de Quebrada, apontando assim para a influência do fogo nas águas subterrâneas ao longo do 1º ano pós-fogo (Fig. 146, Fig. 147, Fig. 148 e Fig. 149). No poço 3 todos os elementos diminuem de concentrações entre 26/10/2006 e 25/9/2007, sendo que no caso do Na e K existe uma redução em 15/3/2007, seguida de uma leve subida em 25/9/2007, o que pode indiciar para estes dois elementos um efeito de diluição durante a época húmida sobreposto aos outros efeitos que levam à redução global das concentrações de todos os elementos neste ponto; este comportamento poderia indiciar que neste ponto se estaria na parte descendente da curva de concentrações e que o meio estava já a efectuar a sua depuração, a qual se prolongava pelo menos até mais de um ano após o fogo. O poço 5, com apenas dois valores (15/3/2007 e 25/9/2007) não permite conclusões sólidas: regista-se um aumento da concentração de quase todos os elementos (só o cálcio tem muito leve decréscimo) mas isto tanto pode dever-se à chegada gradual dos poluentes e seu consequente aumento no meio saturado, como, talvez o mais provável, ao efeito de variação das concentrações entre a época húmida e seca registado também no poço 3; contudo para o magnésio o poço 5 regista uma subida, o que é oposto ao que se passa no poço 3 para o mesmo período, levando a suspeitar que pelo menos para o magnésio, se esteja a assistir ao aumento das concentrações devido ao acarreio de poluentes da zona saturada e o sistema, para este elemento, ainda não iniciou a fase de depuração. O poço 2 não tem registos de concentrações na época húmida (15/3/2007) o que limita a interpretação dos resultados; regista-se uma descida nas concentrações de todos os elementos entre 9/8/2006 e 25/9/2007, com a excepção do sódio, que aumenta ao longo deste período¹⁹; o comportamento mais sugestivo é o do magnésio, que sobe a 26/10/2006 para diminuir a 25/9/2007, o que pode indiciar que a 26/10/2006 a concentração atingiu o seu pico e a partir daí o sistema entrou em depuração; se este for o caso, tanto para o potássio como para o cálcio o sistema estará também em fase de depuração.

¹⁸ No meio superficial de Quebrada as oscilações entre a época húmida e seca são também reduzidas (inferiores a 1 mg/l), podendo associar-se igualmente a oscilações naturais do sistema, indiciando relativa estabilidade das concentrações nos sistemas não afectados pelos fogos.

¹⁹ Embora não se saiba se a 15/3/2007 também subiu face à medição anterior ou se desceu por efeito da diluição.

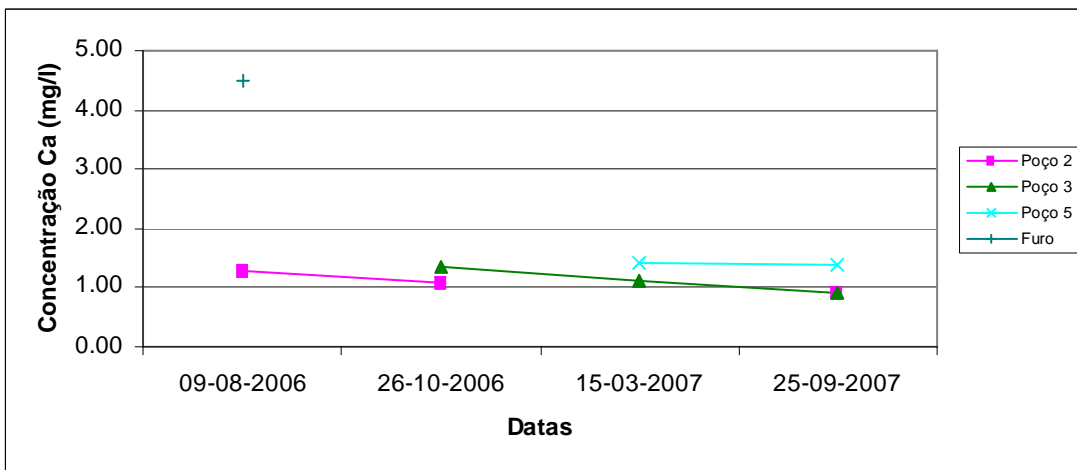


Fig. 146 - Evolução do cálcio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso

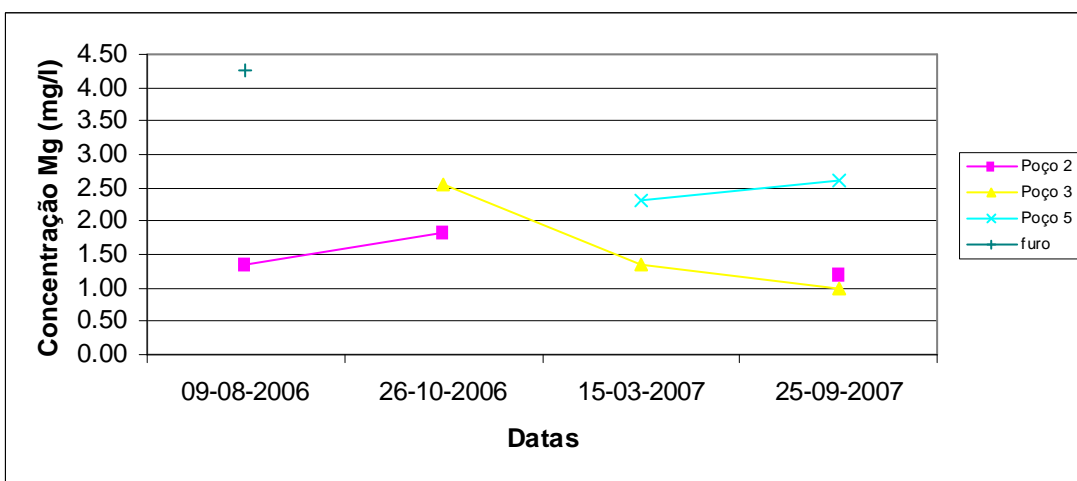


Fig. 147- Evolução do magnésio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso

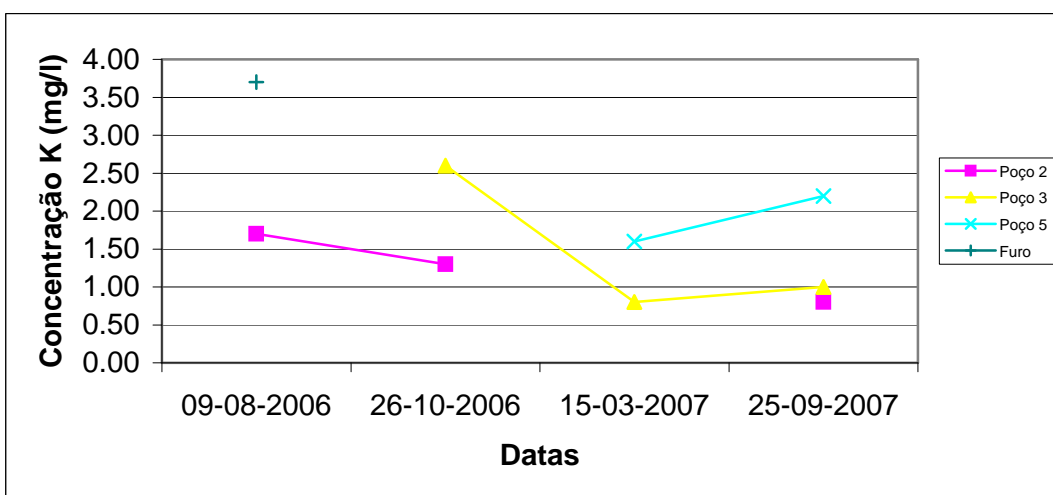


Fig. 148 - Evolução do potássio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso

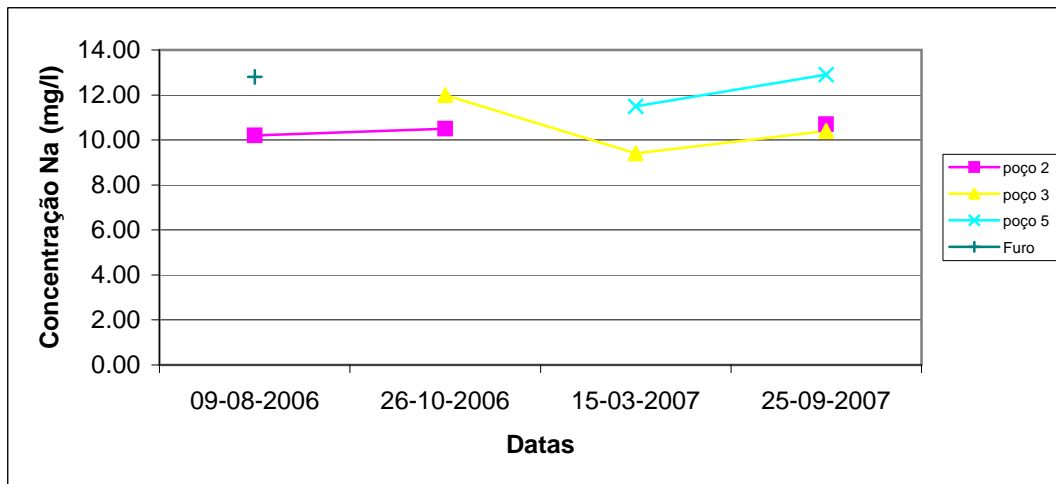


Fig. 149 - Evolução do sódio por pontos de água subterrânea após fogo 2006 na bacia de Penhascoso

Vê-se assim que o meio subterrâneo tem muito maior variabilidade de comportamentos do que o meio superficial e para um mesmo poluente, a sua evolução no meio saturado poderá ser distinta de ponto para ponto da área ardida, em função das condições locais da zona de infiltração. Admite-se que a evolução das concentrações dos poluentes²⁰ que chegam à zona saturada poderá registar um acréscimo gradual antes do sistema começar a depurar, e deste modo o fenómeno poderá ser descrito por uma função cujas características dependerão do tipo de poluente e das condições do meio vadoso que interferem no transporte dos poluentes. Na ausência da quantificação das características do meio e dos poluentes que influenciam estes processos, pode descrever-se contudo a **evolução da carga poluente no meio saturado por sequência de eventos de precipitação** pela seguinte expressão aproximativa:

$$C_{nSubt} = C_{0Subt} + (C_{0Sup} - \sum_{j=1}^n C_{vad}^j - \sum_{j=1}^n C_{esc}^j + \sum_{i=1}^m C_x^i) - \sum_{k=1}^p C_{ret}^k - C_{exit} \quad \text{Eq. 23}$$

onde:

C_{nSubt} = concentração na fase líquida na zona saturada após o evento de precipitação n capaz de gerar recarga na zona saturada

C_{0Subt} = concentração inicial no meio subterrâneo (antes do fogo)

C_{0Sup} = carga disponível de poluição antes do primeiro evento de precipitação capaz de remover poluentes (seja por escoamento superficial seja por infiltração no meio subterrâneo)

C_{vad}^j = carga poluente infiltrada durante o evento de precipitação n capaz de gerar infiltração

C_{esc}^j = carga poluente arrastada durante o evento de precipitação n capaz de gerar escoamento superficial

n = nº de eventos de precipitação capazes de gerar infiltração; se o evento não gerar escoamento superficial o termo C_{esc}^j será nulo

C_x^i = carga de poluente adicionada ao sistema por processos naturais de concentração

²⁰ Transportados desde as zonas superficiais do solo, onde se encontram as cinzas e se produzem os lixiviados.

durante a época seca

m = nº de eventos que originam uma adição da carga poluente C_x ao sistema

C_{ret}^p = carga poluente efectivamente retida no solo (por adsorção ou outros processos) e

que deste modo não chega à zona saturada

p = nº de eventos que originaram a retenção de poluentes no meio sólido vadoso

C_{exit} = concentração de poluentes que deixa continuamente a zona saturada devido ao fluxo subterrâneo, via nascentes, descarga para rios, etc.

A análise da evolução temporal da **variação das concentrações** dos elementos cálcio, magnésio, potássio e sódio nas águas subterrâneas mostra comportamentos complexos (cf. Fig. 146 a Fig. 149), não redutíveis às expressões que foi possível alcançar para as concentrações destes mesmos elementos nas águas do escoamento superficial (Equações 19, 20 e 21). Se se considerar que a entrada dos poluentes no meio saturado decorre por eventos instantâneos, correspondentes cada um deles a um evento pontual de precipitação, então a evolução da sua concentração poderá considerar-se como seguindo as regras estabelecidas para a injeção instantânea de um soluto; porém, diversos eventos de precipitação não são pontuais mas prolongam-se ao longo do tempo, o que coloca o sistema numa situação mais próxima da injeção contínua de poluentes. É possível ainda que um evento de precipitação venha a ocorrer (e a transportar poluentes) quando a cauda da mancha de poluentes em circulação devido ao episódio anterior não haja ainda desaparecido da zona de infiltração ou do meio subterrâneo, levando a uma sobreposição de efeitos de transporte e a um acumular de concentrações que noutras circunstâncias não se verificaria. Deve ainda ter-se em consideração, na avaliação da evolução temporal da contaminação, a concentração existente no sistema antes do fogo e que pode ser um limiar natural, que não se anulará mesmo após eliminado todo e qualquer efeito por parte da contaminação do fogo; esta concentração pré-fogo, representativa dum sistema inicialmente não perturbado, será uma constante a adicionar às concentrações variáveis que atingirão o meio ao longo do tempo. Devem ainda considerar-se nesta evolução temporal os processos de incremento de concentração (cf. Fig. 146 a Fig. 149) também registados nas áreas não ardidas e que parecem proceder de fenómenos naturais de incremento das concentrações em determinados períodos do ano, especialmente associados às épocas secas; haverá assim, sobreposto aos efeitos de contaminação por arraste de poluentes provenientes dos fogos, um efeito sazonal de incremento de concentração na época seca, e de diluição na época húmida. Do atrás exposto conclui-se que a variação temporal das concentrações em meio vadoso e em meio saturado é complexa e dependente de uma série de processos dependentes das características do meio, dos poluentes, da sucessão de eventos de precipitação e de sequia, entre outros; esta complexa variação temporal das concentrações deve portanto ser simulada por modelos matemáticos.

Tal como se referiu para o meio hídrico superficial, para uma melhor compreensão da evolução temporal da contaminação tanto no meio saturado como não saturado (com eventual validação ou modificação das metodologias e equações atrás enunciadas) tem de se realizar estudos de monitorização com registos o mais contínuos possível e num período alargado de tempo, a iniciar logo após o fogo e terminando apenas quando o sistema atingiu condições de

estabilidade. Se ocorrer novo fogo antes de se alcançar tais condições, a monitorização deverá prosseguir, para avaliar eventuais efeitos cumulativos de fogos sucessivos.

7.8 Parâmetros para uma Metodologia de Vulnerabilidade dos Sistemas Hídricos à Poluição Originada pelos Fogos

Os fogos geram cargas poluentes que são transmissíveis ao meio hídrico tanto superficial como subterrâneo, como foi demonstrado nos Capítulos 4 e 6. A vulnerabilidade do meio hídrico a esta poluição varia em função dum conjunto de factores como sejam:

1. **Tipo de coberto vegetal** – como se verificou nos capítulos anteriores, com especial destaque no Capítulo 4, o tipo de vegetação de uma área ardida controla o tipo de cinzas produzido, e portanto o tipo de poluentes capazes de entrar no meio hídrico. Neste aspecto deve considerar-se também a importância em massa das diferentes partes combustíveis das espécies vegetais presentes, pois estas diferentes partes originam diferentes cargas poluentes (*cf.* Capítulo 4 para ver as diferenças na carga e tipo de poluentes gerados pelas folhas versus ramos de eucalipto); a quantidade de ramos versus folhagem depende por outro lado do grau de crescimento/desenvolvimento do povoamento vegetal.
2. **Variabilidade do coberto vegetal** – cada espécie vegetal ardida tem uma carga poluente específica, e mesmo diferentes materiais de uma mesma espécie têm cargas poluentes distintas (*ex.*: folhas versus ramos de eucalipto, *cf.* Capítulo 4). Dito de forma simples, diferentes espécies vegetais originam, por unidade de massa vegetal (e por tipo de estrutura vegetal²¹) diferentes cargas poluentes. Assim, um povoamento dominado por uma única espécie terá uma assinatura poluente distinta face a um povoamento dominado por uma variedade de diferentes espécies. A proporção das várias espécies no todo do coberto vegetal – assim como o conhecimento da assinatura poluente de cada uma destas espécies – é necessária para se avaliar do potencial poluente da área ardida.
3. **Densidade do coberto vegetal** – a densidade do coberto vegetal determina o valor da massa ardida e portanto a massa efectiva de poluentes que foi libertada na área ardida. Uma zona de reduzida densidade vegetal originará uma menor massa de poluentes do que uma zona de densidade elevada, para o mesmo tipo de espécie vegetal.
4. **Potencial hidrofóbico da vegetação** – o tipo de coberto vegetal ardido tem também importância na formação das camadas hidrofóbicas do solo, sendo deste modo um factor de controlo na infiltração e no escoamento superficial das áreas ardidas, e em consequência na intensidade da erosão. A erosão é um importante factor de poluição dos sistemas hídricos superficiais. Em regra estas camadas hidrofóbicas degradam-se rapidamente e a sua importância é maior apenas nos primeiros períodos após o fogo.

²¹ Nestas estruturas está a referir-se: ramos, folhagem, raízes, inflorescências, etc.

- 5. Severidade do fogo** – fogos de maior severidade tendem a consumir de modo mais completo as camadas orgânicas dos solos, promovendo a redução da infiltração e capacidade de armazenamento dos solos, alterando os regimes de escoamento, os picos de escoamento (McNabb e Swanson, 1990) e as taxas de erosão; o aumento da erosão gera o acarreio de uma maior massa de poluentes para os sistemas hídricos superficiais. O grau de severidade do fogo é também um importante factor na formação das camadas hidrofóbicas do solo, alterando também por esta outra via os regimes de erosão, escoamento e infiltração das águas. A severidade do fogo também influencia a composição das cinzas da vegetação ardida (logo a sua constituição poluente) sendo que, para o mesmo tipo de vegetação, fogos menos severos geram não só uma menor massa de matéria ardida como uma assinatura poluente distinta da de fogos mais severos. A severidade do fogo afecta as comunidades microbianas dos solos; fogos de grande intensidade/severidade podem destruir totalmente estas comunidades nas zonas mais superficiais dos solos; estas comunidades são de extrema importância para a fixação de nutrientes e alguns poluentes, eliminando-os ou reduzindo a sua concentração nas águas de infiltração, pelo que a sua destruição total ou declínio significativo torna o meio hídrico subterrâneo mais vulnerável à poluição.
- 6. Variabilidade do fogo** – a variabilidade espacial da intensidade, severidade e até mesmo do tipo de fogo originam uma distribuição espacial das cargas poluentes que depende desta variabilidade. Assim, ao longo do espaço, existirão diferentes tipos de cargas poluentes e diferentes massas destas cargas, que percorrerão distâncias diferentes, em condições ambientais variadas, até alcançarem os meios hídricos. Isto naturalmente influenciará a intensidade com que tais meios hídricos irão ser poluídos.
- 7. Topografia** – o declive dos terrenos controla a velocidade do escoamento superficial e assim a intensidade dos processos erosivos e de transporte dos poluentes à superfície, afectando a velocidade a que os sistemas hídricos superficiais são poluídos após o fogo, mas também a quantidade de poluentes que entra no sistema hídrico superficial. Para os meios subterrâneos a topografia (ou mais exactamente o declive), ao afectar o escoamento e a sua consequente capacidade de transporte, exerce como efeito: (1) modificar a carga poluente que poderia ser lixiviada e introduzida na zona vadosa e posteriormente na zona saturada, ao remover as cinzas da superfície dos solos por efeito da erosão, o que depende do declive e escoamento superficial associado; (2) reduzir, por erosão, a espessura da zona não saturada e deste modo reduzir a espessura da camada de protecção do meio subterrâneo à poluição. O declive afecta também o desenvolvimento do fogo e nalguns casos controla igualmente o tipo e densidade do coberto vegetal.
- 8. Tipo de solo** – cada tipo de solo é alterado de forma diferente perante o fogo, em função da sua estrutura física, composição química e biológica, gerando cargas poluentes distintas (cf. Capítulo 4 para a lixiviação dos solos das áreas ardidas), as quais podem depois passar para as águas de infiltração e/ou para as águas do

escoamento superficial. Solos distintos têm comunidades bacterianas e processos físico-químicos com funcionamentos diferentes que, quando afectados pelos fogos, alterarão as suas capacidades de retenção dos poluentes (incluindo a capacidade de retenção dos poluentes libertados pelas cinzas) e portanto de defesa do meio hídrico face à poluição. Diferentes tipos de solos têm reacções diferentes à acção erosiva das águas e, perante um fogo, as suas propriedades de coesão e agregação alteram-se de forma distinta, condicionando a posterior resposta de resistência à erosão; solos que após um fogo se tornam muito facilmente erodíveis são importantes fontes de poluição para as águas superficiais e deixam de formar camadas protectoras dos meios hídricos subterrâneos, tornando-os assim mais vulneráveis à poluição. Têm também comportamentos diferentes face à infiltração e à sua contrapartida, o escoamento superficial (um importante factor de erosão). Os solos agem ainda sobre o binómio infiltração-escoamento pela formação de camadas hidrofóbicas²²; a formação de camadas hidrofóbicas depende não apenas do tipo de vegetação existente à data do fogo mas de certas propriedades dos solos (como a textura), sendo mais comum o seu desenvolvimento em solos arenosos grosseiros, como os derivados de rochas graníticas. Todos estes aspectos têm consequências na modificação do grau de protecção do meio hídrico subterrâneo à poluição.

9. **Espessura do solo** – a espessura dos solos é um factor importante na protecção do meio subterrâneo à poluição incluindo a gerada pelos fogos; zonas de solos muito espessos constituirão uma maior barreira à poluição do que zonas de solos menos espessos. Os fogos modificam esta espessura por efeito da erosão, num processo que se estende no tempo; a vulnerabilidade do meio hídrico subterrâneo irá assim variar no tempo, em função da taxa de erosão do solo sobrejacente. Solos inicialmente de maior espessura poderão, mesmo após significativa erosão, continuar a servir de barreiras à poluição do meio subterrâneo, enquanto solos pouco espessos podem desaparecer por completo e com eles a pouca protecção que ofereciam a este meio. Para o meio hídrico superficial a espessura dos solos funciona, ao invés, como um potencial de carga poluente; solos espessos podem (por unidade de área) gerar uma maior carga poluente, e durante mais tempo²³, e deste modo o meio hídrico superficial fica mais vulnerável à poluição; solos pouco espessos contribuirão, por unidade de área, com menos material poluente para o meio hídrico superficial, pelo que nestas circunstâncias este meio fica menos vulnerável à poluição.
10. **Dimensão da área afectada** – este factor controla a quantidade de poluentes (sedimentos e/ou materiais lixiviados em dissolução) disponíveis para entrarem no meio hídrico superficial e/ou subterrâneo. Grandes áreas ardidas podem promover a ocorrência de grandes movimentos de massa, ficando o meio hídrico superficial

²² Estas camadas reduzem a infiltração, aumentando o escoamento superficial (e portanto o volume de água disponível para exercer erosão e fornecer cargas poluentes aos meios hídricos superficiais).

²³ Pois existirá, face a solos menos espessos, uma maior quantidade de material para ser arrastado nos eventos sucessivos de precipitação/erosão.

especialmente vulnerável à poluição; o meio hídrico subterrâneo terá por seu lado uma ampla área onde os poluentes estão disponíveis para a infiltração, afectando mais extensamente o aquífero.

11. Condições climáticas – entre as condições climáticas que mais controlam a mobilização dos poluentes gerados pelos fogos e a sua entrada no meio hídrico estão: (1) a intensidade das primeiras chuvas após o fogo, (2) duração destes primeiros eventos de chuvas, (3) o tempo que decorre entre o fim do fogo e os primeiros eventos de chuvas e/ou a época húmida do ano hidrológico, (4) intensidade dos eventos de precipitação ao longo do tempo, (5) distância temporal entre a época seca do ano hidrológico e a ocorrência do fogo. Quanto mais intensos e prolongados forem os primeiros eventos de chuvas pós-fogo, maior é o potencial de erosão/arraste de cinzas e em consequência maior a vulnerabilidade dos sistemas hídricos superficiais face à carga poluente que os venha a atingir. Quanto mais curto é o intervalo de tempo entre o primeiro evento de chuva e o fim do fogo – para uma mesma intensidade e duração do evento de precipitação – maior é o potencial erosivo e o consequente arraste de cinzas (e seus poluentes associados) para o meio hídrico superficial; se a área afectada tem a sua época húmida pós a época de fogos então a erosão, provocada por eventos sucessivos de chuvas, torna-se muito significativa, com consequentes reflexos na qualidade das águas superficiais. Na vulnerabilidade dos meios hídricos à poluição tem de se considerar não apenas os primeiros eventos de chuvas mas a sua sucessão ao longo do tempo, em especial a sua intensidade, pois estes condicionarão a evolução da erosão e arraste de poluentes para o meio hídrico superficial, assim como as taxas de perda de solo, o qual é uma barreira protectora do meio hídrico subterrâneo. A altura do ano em que ocorre o fogo (ponto 5) controla o teor de humidade do solo, a quantidade de matéria orgânica no solo que será consumida pelo fogo²⁴, a quantidade de resíduos no e sobre o solo – pois esta depende da massa de matéria vegetal ardida, que depende de se é ou não o final da época húmida (além da idade do povoamento e sua densidade) – e o potencial para alterar a componente mineral do solo (Reinhardt *et al.*, 1991) e seu consequente comportamento como filtro aos poluentes. Finalmente, a intensidade dos ventos é um factor que influencia a intensidade dos fogos e a sua extensão, aspectos cujas consequências sobre a vulnerabilidade dos sistemas hídricos à poluição por fogos já foram analisadas nos parágrafos anteriores.

12. Tipo de aquífero – este factor relaciona-se com o grau de ligação hidráulica entre o aquífero e a área afectada à superfície pelo fogo, associando-se apenas à vulnerabilidade dos meios hídricos subterrâneos à poluição por acção dos fogos. Assim deve considerar-se: (1) aquífero confinado, (2) aquífero semi-confinado, (3) aquífero livre profundo, (4) aquífero livre superficial. Todos estes aquíferos têm níveis de protecção distintos face aos poluentes que resultam dos lixiviados das cinzas e solos ardidos. Um aquífero confinado será muito pouco vulnerável, mas

²⁴ Numa época mais húmida o fogo terá um menor potencial para consumir a material orgânica do solo do que na época seca devido, entre outros aspectos, às diferenças no teor de humidade do solo.

esta vulnerabilidade aumentará, em regra, dos aquíferos semi-confinados até aos aquíferos livres superficiais, que serão os mais vulneráveis pois a faixa de terreno que serve de filtro e retentor dos poluentes será reduzida, podendo até decrescer com os sucessivos eventos de erosão e chegar mesmo a desaparecer.

- 13. Localização das áreas ardidadas face às zonas de recarga** – este factor é específico à vulnerabilidade do meio hídrico subterrâneo. As áreas de recarga são zonas de infiltração preferencial, logo bastante vulneráveis à poluição vinda da infiltração dos lixiviados das cinzas e solos ardidados (*in situ* ou transportados pelos ventos, águas, movimentos de massa). Assim, a distância das áreas ardidadas às zonas de recarga é importante porque a quantidade de materiais poluentes que podem atingir estas zonas será variável depende desta distância.

Na actual fase dos conhecimentos não é ainda possível determinar quantitativamente a importância ponderal de cada um dos factores acima referidos, na determinação de um índice de vulnerabilidade dos sistemas hídricos à poluição gerada por fogos. Factores associados ao coberto vegetal, tipo de solos, intensidade e distribuição espacial e temporal das chuvas após o fogo, severidade do fogo têm uma importância muito significativa na poluição dos meios hídricos. O papel dos vários factores variará consoante se considere o meio hídrico superficial ou subterrâneo: o que pode funcionar como mecanismo de protecção para um dos meios pode constituir risco para o outro (ex.: a espessura dos solos, que serve de barreira protectora para os aquíferos mas pode ser foco de poluição para as águas superficiais, por efeito da erosão). Alguns parâmetros têm significado apenas para certos meios hídricos (ex.: o tipo de aquíferos, importante para a vulnerabilidade do meio subterrâneo, mas sem qualquer importância para a vulnerabilidade do meio hídrico superficial). Admite-se assim a possibilidade de, caso se prossigam os estudos para a definição de uma vulnerabilidade dos meios hídricos à poluição provocada pelos fogos, se venha a desenvolver uma metodologia com duas vertentes – uma para os meios hídricos superficiais e outra para os meios hídricos subterrâneos – com um certo grau de interligação entre ambas.

7.9 Conclusões e Crítica dos Resultados

Os resultados obtidos para as cargas poluentes das águas superficiais e subterrâneas que foram obtidos neste capítulo devem ser tomados mais como valores indicativos dum conjunto de cenários potenciais do que um retrato fidedigno da realidade no terreno pois foram baseados num conjunto de pressupostos:

1. A percentagem de produção de cinzas, e as concentrações de elementos maiores e metais pesados nas cinzas é idêntica para as associações “Arbustos I”, “Arbustos II” e “Pinheiros” tanto na região do Zêzere como na área de Mação (onde as cinzas destas associações foram efectivamente caracterizadas). No entanto a taxa de produção de cinzas pode ser um pouco distinta entre os fogos de Mação e do Zêzere, função da severidade destes e das condições do coberto vegetal.
2. As taxas de transferência de lixiviados das cinzas destas 3 associações vegetais é

similar tanto na zona do Zêzere como na zona de Mação.

3. As coberturas vegetais de Matos da bacia do Zêzere são representáveis pelas associações “Arbustos I” e “Arbustos II” estudadas no Capítulo 4. A realidade poderá contudo ser algo diferente porque no Zêzere ocorrem algumas espécies (ex.: as pertencentes ao género *Cytisus*) cuja concentração de metais pesados e elementos maiores nas respectivas cinzas é desconhecida, donde a assinatura poluente definida pelas associações “Arbustos I” e “Arbustos II” poderá divergir até certa medida da que se verifica no campo.

Mesmo reconhecendo as suas fragilidades, tiveram de se usar estes pressupostos para a representação da realidade porque os dados existentes apenas permitiam esta abordagem. De referir ainda que um conjunto significativo de fontes poluentes teve de ser ignorado nesta análise devido à ausência de quaisquer dados para a sua caracterização. Estas fontes foram:

1. A vegetação ardida das associações “Carvalhos”, “Mistos de Resinosas”, “Mistos de Folhosas e Resinosas”, “Mistos de Folhosas”, “Outras Resinosas”, “Outras Folhosas”, “Áreas Agrícolas”, “Áreas ardidas”, e que constituem cerca de 22,6% do total de área ardida. Estas associações foram ignoradas porque se desconhece a sua taxa de produção de cinzas, assim como as concentrações nas respectivas cinzas em elementos maiores e metais pesados. Embora, a grande maioria da área ardida seja dominada por matos, que em conjunto com os pinheiros perfaz mais de 77% da área afectada, e portanto o conjunto matos + pinheiros seja representativo da poluição produzida pelo fogo, as associações vegetais que não foram consideradas poderão talvez modificar ligeiramente as proporções globais de poluentes tanto na fase líquida (lixiviados) como na fase sólida.
2. Os lixiviados dos solos não foram considerados porque não existem dados que permitam caracterizar a produção de lixiviados para os diferentes tipos de solos do Zêzere e condições edafoclimáticas da região. Assim os valores de lixiviados obtidos devem ser sempre considerados como valores por defeito, dado estar-se apenas a considerar os lixiviados provenientes das cinzas do coberto vegetal.
3. A carga sólida dos solos não foi considerada porque não é conhecida a taxa de erosão – e consequente produção de sedimentos que atinge a rede de drenagem – que afecta os solos da área ardida. Deste modo calculou-se apenas a carga sólida derivada das cinzas, pelo que, tal como para os lixiviados, os valores obtidos devem ser considerados como valores por defeito face ao valor real.

Considerando estas limitações, procurou aferir-se a validade dos cálculos das cargas poluentes com dados de redes de monitorização de qualidade do SNIRH, situadas próximo da área em estudo (Fig. 150), podendo verificar-se que a localização dos seus pontos, assim como a informação associada, não é a ideal para aferir se os valores calculados de poluição (cf. subcapítulo 7.7.3.) têm efectiva correspondência com a realidade do terreno. A informação relativa à qualidade, no período imediatamente anterior ao fogo de 2005 e nos anos seguintes encontra-se no Quadro 128, para as **águas subterrâneas**. Não se apresenta a informação

para as **águas superficiais** pois os valores de Ponte Valhelhas (muito a jusante da área ardida) estão sempre abaixo dos limites de detecção para os elementos que importam à análise do impacto dos fogos. O ponto de monitorização de **água subterrânea** está a uma distância significativa da área ardida, pelo que pode ser pouco representativo dos efeitos do fogo ou reflectir outros processos que não os devidos à poluição por este; porém é o ponto de monitorização mais próximo da região e nele se verifica que existiu uma subida nos valores de cádmio, cobre, ferro total, cálcio, sódio e magnésio após o fogo de 2005, embora no caso do cálcio e do magnésio a ausência de informação antes do fogo limite a interpretação desta subida. Não parece existir alteração significativa do potássio e o chumbo, crómio, zinco e manganês estão sempre abaixo dos limites de detecção. As subidas mais significativas surgem em Maio de 2006, havendo depois um rápido decréscimo dos metais pesados e elementos maiores. Se as subidas verificadas se devem ao fogo do Zêzere, estas mostram uma resposta diferida do sistema face à poluição pelo fogo do meio hídrico subterrâneo.

Quadro 128 – Valores de concentração de poluentes (em mg/l) nas águas subterrâneas do ponto 224/C36 na região do Zêzere (dados obtidos no site <http://snirh.pt> em 30/12/2008)

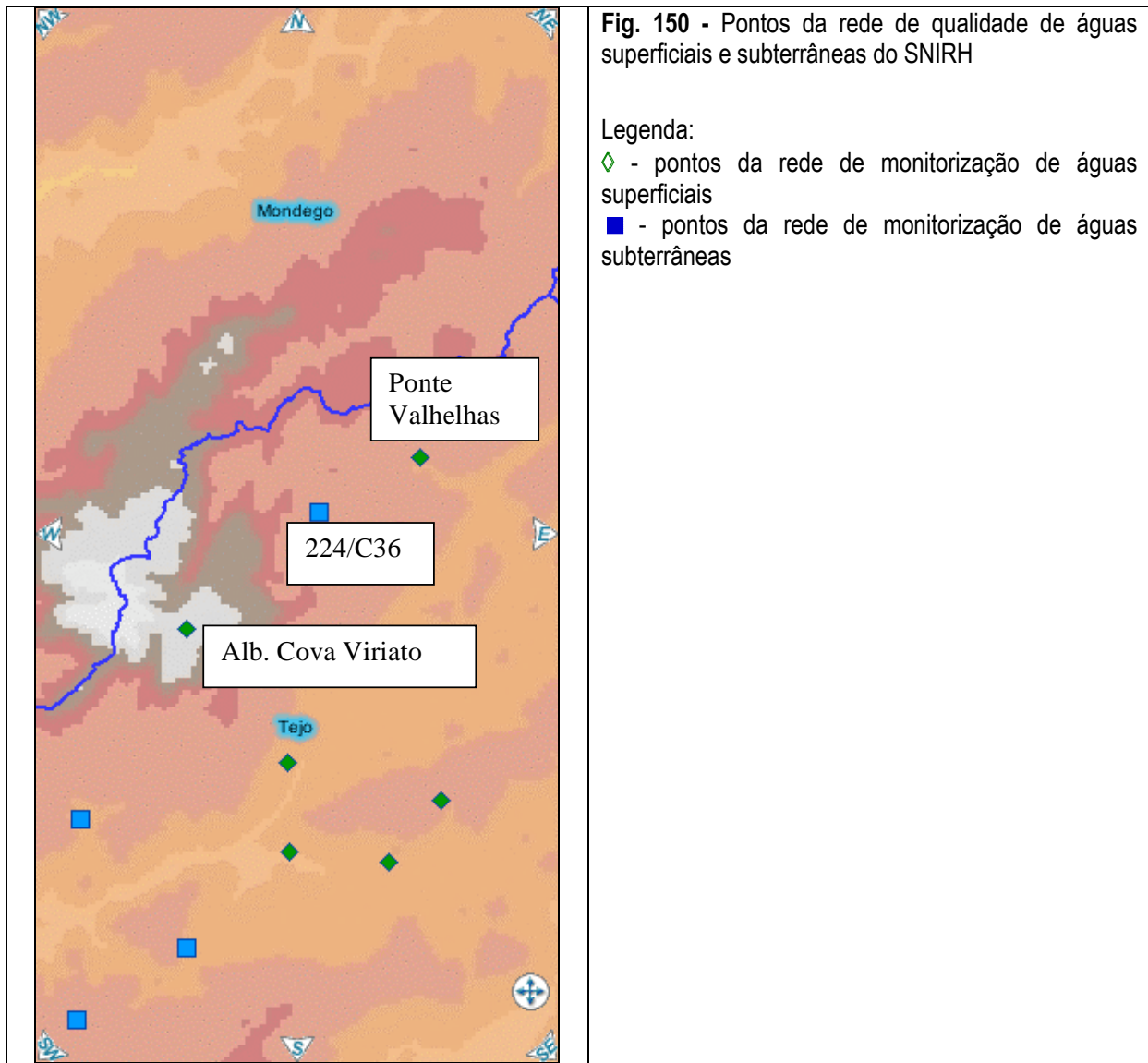
Data	Cd	Ca	Pb	Cu	Cr	Fe total	Mg	Mn	K	Na	Zn
30/03/2004	< 0.0005	2.2	0.0028	< 0.01	0.0013	< 0.1	0.37	< 0.015	0.6	4.7	< 0.03
08/12/2004	< 0.00025	< 4	0.0076	< 0.01	--	< 0.1	0.75	< 0.015	0.57	3.4	< 0.03
16/05/2005	< 0.00025	--	< 0.005	0.016	< 0.0005	< 0.1	--	< 0.015	1.2	5.2	0.03
15/11/2005	0.00048	4	< 0.005	< 0.01	< 0.0005	< 0.1	4.9	< 0.015	1.1	4.8	< 0.03
24/05/2006	0.00031	5.9	< 0.005	0.011	< 0.0005	0.25	1.4	< 0.015	1.2	8.8	< 0.03
09/11/2006	< 0.00025	< 4	< 0.005	< 0.01	< 0.0005	--	--	--	1	3.8	< 0.03
10/04/2007	< 0.00025	< 4	< 0.005	0.016	< 0.0005	--	--	< 0.015	0.63	4.5	< 0.03
12/11/2007	< 0.00025	< 4	< 0.005	< 0.01	< 0.0005	--	--	< 0.015	0.48	2.7	< 0.03
16/04/2008	< 0.00025	< 4	< 0.005	< 0.01	< 0.0005	--	--	< 0.015	0.75	5.5	< 0.03

Considerando assim a avaliação da evolução da poluição na região do Zêzere realizada ao longo deste Capítulo 7, e complementando-a com os dados de campo das áreas ardidas estudadas no concelho de Mação verifica-se que:

A) Os contaminantes no meio hídrico superficial e subterrâneo:

1. A poluição tem aspectos algo distintos conforme se considera o tipo de meio hídrico. No **meio hídrico superficial** a carga poluente é constituída por uma carga sólida (cinzas) e por uma carga líquida (lixiviados). No meio **hídrico subterrâneo** admite-se que a carga poluente é constituída apenas por lixiviados, dado o efeito de filtro da estrutura sólida do meio subterrâneo.

2. Os agrupamentos de vegetação analisados foram **Arbustos I, Arbustos II e Pinheiros** pois estes foram os únicos grupos de que se conhecem os valores de biomassa ardida. Os restantes tipos de vegetação não foram tomados em consideração por não se poder avaliar a respectiva biomassa ardida e a concentração em elementos das respectivas cinzas. Assim, **a caracterização da carga poluente na área ardida do Zêzere é apenas parcial** dada a falta de dados referente aos restantes grupos de vegetação.



3. Considerando a caracterização da vegetação da área ardida e respectiva quantidade de biomassa ardida, as quantidades de **elementos poluentes nas cinzas** apresentam-se nos Quadro 111 (para a totalidade da área ardida) e Quadro 112 (produção por hectare de área ardida). Verifica-se que, **com a exceção do manganês e do zinco** (que por hectare ardido pode apresentar entre 4,46 a 19,17 kg para o manganês e entre 2,59 a 4,44 Kg para o zinco), **os restantes metais pesados ocorrem em quantidades relativamente reduzidas** (sempre inferiores a 1 Kg/ha e quase sempre abaixo de 0,5 Kg/ha). O **carbono é o elemento preponderante** nas cinzas (valores entre 476 e cerca de 1 800 Kg/ha, dependendo do tipo vegetação caracterizada); os restantes elementos têm significativamente produções menores, sendo o cálcio e o potássio, seguido do magnésio, os elementos com maiores concentrações nas cinzas, embora tal varie consoante o tipo de vegetação analisada. Os **elementos poluentes nos lixiviados** são apresentadas no Quadro 113 (para a totalidade da área ardida) e Quadro 114 (produção por hectare de área ardida). Verifica-se que os **metais pesados, ferro e alumínio tendem no geral a surgir em quantidades muito reduzidas nos lixiviados** ou mesmo, no caso dos metais pesados, a poder não surgir de todo; o

potássio e sódio, por seu lado **são preponderantes nos lixiviados**, com taxas de transferência das cinzas para os lixiviados entre os 57 e os 83%.

4. Para calcular a carga poluente que entra no meio superficial e no meio subterrâneo é necessário conhecer uma série de parâmetros, entre eles as taxas de erosão das cinzas e dos solos ardidos. Não se conhecendo a quantidade de material arrastado por erosão (assim como o que fica retido à superfície do terreno e afectará as águas de infiltração no meio subterrâneo) usou-se um **conjunto de cenários que representassem distintas condições do terreno e de potenciais taxas de erosão**. Para o meio hídrico superficial os cenários para a determinação da carga poluente em fase sólida (cinzas) são (cf. pg. 299/300): **Cenário A** = arraste de 100% de cinzas, corresponde às zonas de vertente mais alcantiladas; **Cenário B** = arraste de 50%, corresponde a zonas de vertente de declive moderado a alto; **Cenário C** = arraste de 25%, corresponde a zonas de declive moderado e/ou com significativos microrelevos no terreno; **Cenário D** = arraste de 5% das cinzas, corresponde aos planaltos. A carga poluente na fase de lixiviados é calculada segundo as taxas de transferência determinadas pelos estudos da equipa do INETI (cf. Quadro 110), considerando como fonte de lixiviados as cargas de cinzas obtidas para os cenários referidos. Para o meio hídrico subterrâneo considera-se apenas a carga poluente de lixiviados, a partir das mesmas fontes que para o meio hídrico superficial (cinzas) e os cenários são os acima referidos mas como a fonte poluente é o material que resta no solo após o arraste, tem-se que: **Cenário A** = não resta material retido no solo, 0% de material para lixiviação; **Cenário B** = resta 50%, de material disponível para lixiviação; **Cenário C** = resta 75% de material para lixiviação; **Cenário D** = tem-se 95% de material para lixiviação; as cargas de lixiviados para cada um destes cenários é obtida a partir das mesmas taxas de transferência acima consideradas.

5. Para o meio hídrico superficial a carga poluente em fase sólida, para a totalidade da área ardida, encontra-se nos Quadro 115 e Quadro 117; a carga poluente em lixiviados é apresentada no Quadro 116. **Com a excepção do manganês e zinco, as concentrações em metais pesados são desprezáveis nos lixiviados, e pouco importantes nas cinzas; o sódio e o potássio são os elementos preponderantes nos lixiviados**, seguidos do cálcio, apresentando todos os restantes elementos cargas poluentes pouco expressivas. A **carga total poluente nas cinzas é significativa**, devido à extensão da área ardida, em especial para o carbono, sódio, potássio, alumínio e cálcio. Dadas as taxas de transferência entre as cinzas e a fase de lixiviados, as cargas poluentes significativas das cinzas são representadas por cargas poluentes muito menos expressivas nos lixiviados, com uma quase total ausência de alumínio, ferro e metais pesados. Admite-se que a **carga poluente das cinzas tenha um impacto relativamente circunscrito no tempo** pois estas podem ser relativamente cobertas por sedimentos que as isolem do meio hídrico.

6. Considerando os cenários anteriores, mas agora aplicando-os a cada uma das áreas de que são mais representativos (vertentes abruptas, vertentes pouco declivosas, planaltos), e cruzando as áreas destas regiões geomorfológicas com as áreas de vegetação que aí ocorrem, calcularam-se cargas poluentes mais representativas da realidade. Assumiu-se a simplificação de que as zonas de planalto não contribuiriam significativamente com carga poluente para o **escoamento superficial**, pelo que os Cenários D e C foram ignorados. As cargas poluentes para a fase sólida (cinzas) estão nos Quadro 122 e Quadro 124; as cargas

poluentes dos lixiviados respectivos estão no Quadro 123. **O panorama de distribuição dos elementos contaminantes entre as fases de cinzas e lixiviados**, assim como a preponderância do sódio, potássio e cálcio nos lixiviados, ou o predomínio carbono e elementos maiores (e também do manganês e zinco) nas cinzas **é similar ao acima referido, mas a quantidade de carga poluente é significativamente menor, dada a área de produção ser muito mais reduzida**. Admite-se que estes valores menores estejam mais conformes à realidade pois que se considerou não apenas a área da bacia e das manchas de vegetação ardida mas a distribuição real destas manchas em função das diferentes zonas geomorfológicas, que têm, inerentes a si, distintas taxas de erosão, em função da sua topografia.

7. Para o **meio subterrâneo**, consideraram-se os cenários acima referidos e que a **carga poluente é apenas a que se encontra na fase líquida (lixiviados)**. No Quadro 125 são apresentados os valores de cargas poluentes nos lixiviados considerando a totalidade da área ardida; no Quadro 126 estão as cargas poluentes que são geradas nas zonas planálticas para os mesmos cenários. Verifica-se que os **metais pesados virtualmente não ocorrem** e que os **únicos elementos com significativa carga poluente são o sódio e o potássio** e, numa carga muito menor, o cálcio. Se se considerar apenas **as áreas dos planaltos** e sendo que nesta zona não se registaram áreas de pinhais, **a poluição provém apenas das associações de matos**; também aqui apenas o **sódio e o potássio são os elementos com carga poluente significativa**, na ordem, em função dos cenários de retenção de cinzas nos solos, das 4 a 77 toneladas para toda a área planáltica para o potássio, e 2,5 a 8,5 toneladas para o sódio (as cargas de cálcio variam entre 38 e cerca de 270 kg, conforme os cenários considerados).

8. Os **resultados acima enunciados** mostram as tendências de poluição numa área ardida, **apontando para quais os elementos que serão preponderantes nessa poluição quer para o meio superficial quer para o meio subterrâneo**. **Porém** os valores quantitativos calculados **devem ser considerados apenas como indicativos**, porque: (1) nunca se considerou a carga poluente da erosão e lixiviação dos solos das zonas ardidas porque não havia dados suficientes para se fazer a sua caracterização composicional ou definir as taxas de transferência entre a sua fase sólida e os lixiviados; (2) não existindo dados concretos de campo que definissem as taxas de erosão foi necessário recorrer a cenários para calcular possíveis quantidades de poluentes disponíveis para entrar no meio hídrico superficial e subterrâneo; (3) por se desconhecer os valores da taxa de transferência do carbono entre a fase sólida e lixiviados, nunca se pôde calcular a concentração de carbono nos lixiviados, quando justamente **o carbono tem a maior carga poluente na fase sólida (cinzas)**.

B) A evolução temporal das concentrações dos contaminantes no meio hídrico superficial:

1. De um modo geral a carga poluente decresce muito rapidamente com o tempo, em particular **para elementos de solubilidade baixa** como o manganês (cf. Fig. 140 e Capítulo 6, última secção). Esta rapidez de depuração do sistema parece directamente relacionada com a intensidade das chuvas pois embora o fogo haja ocorrido em Maio, a 30 de Outubro ainda existia uma concentração significativa de Mn (7810 µg/l); porém a partir dos eventos de

precipitação de Outubro e primeira semana de Novembro²⁵, esta concentração decresce muito rapidamente até valores abaixo dos limites de detecção em apenas 10 dias. Embora haja um hiato de informação das evoluções destes poluentes entre o fim do fogo e 10 de Outubro – período em que ocorreram algumas ocasionais chuvas intensas – é plausível concluir que, para o manganês e carbono orgânico e em condições de chuvadas continuadas e de alguma intensidade o **sistema superficial recupera rapidamente da carga poluente**, o que levanta a hipótese de que **os metais pesados de comportamento geoquímico similar ao manganês sejam rapidamente removidos do sistema**.

2. Para avaliar a possibilidade de **poluição diferida por metais pesados** – devido à sua adsorção inicial nos sedimentos e posterior libertação ao longo de um período alargado de tempo para o meio hídrico – serão necessários estudos de monitorização num espaço de tempo alargado. Contudo, quer os dados de campo referidos no Capítulo 6 (Laranjeiro e Leitão, 2008), quer as indicações da rede de monitorização SNIRH parecem indicar que, pelo menos **para o manganês, este processo poderá não se verificar**.

3. Para o caso dos elementos **maiores** que ocorrem nos sistemas hídricos (ex.: Ca, Mg, Na e K) e considerando um quadro alargado de tempo – como o obtido para as áreas ardidas da região de Mação – a evolução das concentrações **é condicionada pela sucessão dos períodos húmidos e secos**. Assim, verifica-se que no primeiro período húmido após o fogo ocorre uma redução geral das concentrações destes elementos (cf. Fig. 142 a Fig. 145), mas que na época seca seguinte existe uma inversão desta tendência, com um aumento das concentrações para todos os elementos, muito mais acentuada nos pontos da ribeira a jusante da área ardida, em especial se comparada com a evolução em ribeiras a montante da área ardida (ex.: Rib. do Quadouro, em Penhascoso). O decréscimo das concentrações em todos os elementos na época húmida, bem marcado, por oposição à relativa estabilidade das concentrações nas áreas não ardidas e mesmo na ribeira do Quadouro, indica que num sistema afectado pelo fogo as chuvas de Inverno são importantes factores de depuração do sistema. Este efeito depurativo é de algum modo minorado pelo aumento das concentrações que se registam no final da época seca e que repõe as concentrações ao nível pós-fogo. Isto sugere que **para os elementos maiores, poderá existir um período mais prolongado de depuração do sistema, até se atingirem os valores naturais do sistema não perturbado**.

C) **A evolução temporal das concentrações dos contaminantes no meio hídrico subterrâneo**, e que avaliou apenas os elementos maiores, dado o manganês não ter sido monitorizado, revela:

1. Uma **maior variabilidade na evolução das concentrações** ao longo do tempo.
2. A evolução das concentrações ao longo do tempo pode, para um mesmo elemento, variar de local para local, indiciando que as **condições locais do meio subterrâneo** (vadoso e saturado ao longo do qual se deu o transporte do poluente) **são determinantes na evolução das concentrações** e eventual depuração do sistema.
3. **Em condições naturais** (não afectadas pelo fogo; ex.: zona de Quebrada) a tendência de evolução das concentrações no meio saturado é a de uma leve diluição no Inverno, a que

²⁵ Superiores a 40 mm nos dias 30 e 31 de Outubro, um superior a 20 mm a 3 de Novembro de cerca de 10 mm nos dias 4 e 9 de Novembro.

se sucede um leve aumento da concentração dos elementos no período seco, o que corresponderá a oscilações naturais das concentrações no sistema, indiciando por vezes leves efeitos de diluição na época húmida por acção da recarga. Na **área afectada pelo fogo** onde existe maior registo temporal de dados (Penhascoso) a **tendência de descida das concentrações no Inverno não está bem definida**, embora seja sugerida, de modo não inteiramente conclusivo, para o Mg, K e Na (cf. Fig. 147 a Fig. 149). O Cálcio (cf. Fig. 146) apresenta uma descida continuada das concentrações, num padrão aproximadamente linear, o que pode indiciar que se esteja numa fase de depuração para o cálcio; as grandes reduções de concentração face aos valores registados no meio superficial logo após o fogo **indicam que o cálcio seja um elemento que é muito rapidamente removido do sistema**. Para o potássio os poços 2 e 3 aparentam estar numa fase de depuração, com descidas das concentrações ao longo de todo o período mas o poço 5 regista um aumento destas; de assinalar que comparando com os valores do meio superficial pós-fogo (ribeira da Barba pouca) há uma grande semelhança de valores para o 1º registo no poço 3 (em Outubro de 2006) e para o último do poço 5 (Setembro de 2007), o que sugere eventualmente ter a poluição superficial chegado ao poço 3 em Outubro mas só chega ao poço 5 em Setembro do ano seguinte, apontando para condições de condutividade distintas entre os dois locais; **o potássio parece também ser removido relativamente depressa do sistema, sofrendo uma leve influência da diluição invernal, tal como o sódio**. O **magnésio parece demonstrar um comportamento mais aleatório**, com estabilização de valores em torno de 1,3 no poço 2, uma descida significativa e continuada no poço 3 e uma subida no poço 5. O poço 2 tende aliás a apresentar uma rápida tendência de estabilização para quase todos estes elementos. **A evolução depende assim de local para local, e de elemento para elemento**, parecendo contudo **haver uma resposta relativamente rápida do sistema**, pois logo do 1º para o 2º período seco há diferenças algo sensíveis nas concentrações, mas cuja rapidez, em particular no que toca à depuração do sistema, varia de local para local.

4. Sendo que as águas superficiais têm de percorrer uma distância ao longo da zona vadosa até atingir o meio saturado, a poluição chegará ao meio subterrâneo com algum atraso face à poluição registada no meio superficial. Se se observar as concentrações nos poços 3 e 5 e se se comparar com os valores na ribeira de Barba Pouca logo a seguir ao fogo, há uma aproximação entre as concentrações superficiais e as do poço 3 em Outubro de 2006 e as do poço 5 em fins de Setembro de 2007 (cf. Quadro 129 e Fig. 142 a Fig. 149). Se esta aparente correlação for verdadeira, **então o atraso da chegada da poluição ao meio subterrâneo verifica-se, e com tempos de chegada distintos de ponto para ponto** (antes de 26 de Outubro para o poço 3 e Setembro de 2007 para o poço 5); isto **define tempos de depuração distintos de ponto para ponto de águas subterrâneas dentro da área ardida**.

Quadro 129 – Valores de convergência de concentração de alguns elementos nas águas superficiais e subterrâneas

	Mg (mg/l)	Na (mg/l)	K (mg/l)
Rib. Barba Pouca a 9/8/2006	7,90	15,80	2,90
Poço 3 a 6/10/2006	2,55	12,00	2,6
Poço 5 a 25/9/2007	2,60	12,90	2,2

5. A entrada de poluentes no meio subterrâneo, além de sofrer um atraso face à entrada dos mesmos poluentes – provindos das mesmas fontes: cinzas e seus lixiviados – no meio superficial pode em certas situações (ex.: eventos isolados de precipitação) considerar-se como uma **injecção pontual** mas noutras situações (ex.: chuvas prolongadas) esta entrada pode corresponder a uma **injecção contínua** de poluentes. A sucessão dos eventos de chuva e o atraso da chegada de poluentes até à zona saturada, devido ao seu transporte desde a superfície, pode criar situações em que um episódio de chegada de poluentes não haja ainda terminado quando se inicia a chegada de um novo evento, provocando uma situação de **sobreposição de eventos de poluição**. Deve ainda ter-se em consideração as oscilações naturais de concentração (efeitos sazonais, etc.) dentro do sistema e, no caso dos elementos naturalmente ocorrentes no sistema – que, em especial nos elementos menores, podem variar para cada conjunto solo/rocha – as concentrações existentes ante-fogo, que representam o sistema não perturbado e constituirão portanto um limiar mínimo de concentração, para o qual o sistema tenderá ao longo do tempo após o fogo, e que representará, em princípio os valores indicativos dum sistema plenamente recuperado.

D) **As recargas e escoamentos superficiais**, determinantes na evolução das concentrações de poluentes:

1. Devido à ausência de informação suficiente para determinar com exactidão a recarga na região ardida do vale do Zêzere (cf. Capítulo 3, Secção 3.2.2; Martinho e Oliveira, 2008) utilizou-se um conjunto de cenários para o cálculo das recargas e escoamentos superficiais na região, tanto para condições ante-fogo como, especialmente para as condições pós-fogo. **Para calcular as recargas e escoamento superficial antes de qualquer alteração no funcionamento do sistema devido ao fogo** usaram-se 3 Cenários Base: **Cenário 1** – segue o modelo de Espinha Marques *et al.* (2006), que atribui para a recarga 15% da precipitação; **Cenário 2** – atribui à recarga 25% da precipitação (INATEL; 1998); **Cenário 3** – assume diferenças nas recargas em função das litologias, atribuindo 38% da precipitação para as rochas fracturadas (designadas genericamente por “granitos”), e 52% da precipitação para os depósitos fluvio-glaciares e correspondem às condições. Como o fogo causa alterações no funcionamento hídrico, então os valores de recarga e escoamento superficial sofrem alterações; contudo, como pelas razões atrás apontadas, não foi possível definir tais alterações, estabeleceram-se cenários pós-fogo para o escoamento superficial para representar as alterações provocadas: **Cenário EscA** – não há alteração significativa do escoamento, podendo atribuir-se às zonas planálticas de reduzido a nulo escoamento; **EscB** – que se pode atribuir às restantes zonas planálticas, tem escoamento a subir 5%; **EscC** – associado a zonas de vertente de declive moderado a significativo, o escoamento sobe 10%; **EscD** – correspondendo a vertentes de grande declive, o escoamento sobe 15%. Os **cenários de recarga considerando as alterações pós-fogo** são assim o cruzamento destes cenários de escoamento com os cenários base de recarga acima considerados, a que se associa uma transferência da evapotranspiração para o escoamento em percentagens que são função de cenários teóricos de hidrofobia do solo, e estão definidos nas pgs. 285 a 292. Para uma exacta avaliação do controlo da hidrofobia dos solos na infiltração e transferência da evapotranspiração para o escoamento superficial seria necessário estudar em detalhe o

volume destas camadas hidrofóbicas formadas durante o fogo e a sua eficácia em termos de repelência da infiltração, assim como o tempo de funcionamento das mesmas, dado que estas camadas tendem a degradar-se ao longo do tempo. Assim deveria ter-se em consideração os diferentes tipos de solos, vegetação e intensidade do fogo pois estes são os principais factores condicionantes da formação das camadas hidrofóbicas. A ausência de dados sobre estes aspectos foi a razão que levou à criação destes cenários com diferentes condições de escoamento superficial e recarga.

2. Os **valores da recarga antes do fogo**, para séries de precipitação até 2005 são apresentados no Quadro 93, que apresenta igualmente a recarga para as precipitações pós-fogo, caso não houvesse qualquer alteração no funcionamento do ciclo hidrológico. Os valores variam, em função dos cenários, entre 235 e 600 mm/ano para os granitos até 2005, **sendo significativamente mais baixos após 2005** (valores entre 194 e 492 mm/ano), o que pode indiciar uma redução da precipitação na região devido ao efeito da perda da vegetação, embora o curto tempo (3 anos) da série **não permita concluir com certezas sobre este aspecto**. As recargas para o período pós-fogo, ano a ano, em mm/ano e em m³, admitindo a ausência de qualquer alteração no funcionamento do ciclo hidrológico surgem nos Quadros 99 e Quadro 100. Estes valores de base (Cenário 0) são a base de comparação com os valores calculados pelos cenários que introduzem as alterações no funcionamento hidrológico.

3. Os **valores das recargas pós-fogo, considerando as alterações ao regime hídrico** (escoamento superficial e evapotranspiração), são apresentadas para o conjunto de cenários definidos (cf. pg. 286 a 290/292) nos Quadros 101, Quadro 102 e Quadro 103. Para a **área ardida** e considerando o conjunto de cenários da família do **Cenário 1** (cenários baseados em Espinha Marques *et al.*, 2006), as recargas variam entre 1,36 e 3,8 hm³/ano; para o conjunto de cenários da família do **Cenário 2** (cenários baseados em INATEL, 1998) variam entre 2,1 e 7 hm³/ano; para o conjunto de cenários da família do **Cenário 3** (cenário LNEC) e na área de granitos a recarga varia entre 4,8 e 8,9 hm³/ano ao passo que na área ardida de depósitos fluvio-glaciares (de muito reduzida dimensão) a recarga varia entre 0,7 e 1 hm³/ano (ou seja, um total respectivamente de 5,5 e cerca de 10 hm³/ano). Verifica-se que, após o fogo, e comparando para os valores de recarga ante-fogo (cf. Quadro 100) para o **conjunto de cenários da família LNEC a recarga decresce sempre, podendo nalguns casos este decréscimo ser muito significativo**. No conjunto de cenários INATEL, na generalidade dos casos a recarga calculada para as condições pós-fogo diminui, excepto para os casos em que se admite que uma reduzida parte da evapotranspiração é encaminhada para a recarga (cerca de 5%) considerando-se a premissa de que o escoamento superficial não se altera (a restante evapotranspiração seria ainda assim conduzida para a atmosfera, o que é um cenário apenas viável quando a vegetação começa a recuperar ou a área não foi extensamente ardida); quando se considera cenários com um acréscimo de escoamento superficial, e mesmo que uma parte da evapotranspiração (até 20%) seja encaminhada para a recarga, esta ainda assim diminui, o que **indicia que em condições hidrofóbicas nos solos que bloqueiem a entrada da água de outro modo alocada à evapotranspiração as recargas diminuem, podendo apenas aumentar se as condições de hidrofobia dos solos forem nulas ou muito fracas**. Comportamento similar foi obtido para os cenários baseados em Espinha Marques *et al.* (2006).

4. Os valores do **escoamento superficial directo considerando os cenários de alterações induzidas pós-fogo**, apresentam-se nos Quadro 101, Quadro 102 e Quadro 103 (cf. pg. 286 a 290/292). Considerando o cenário de escoamento EscA – condições de não alteração significativa do escoamento superficial, ou seja, o que se pode considerar como condições ante-fogo – os volumes de escoamento superficial são de 2,7 hm³/ano (Quadro 95) para a área ardida. Comparando estes valores com todos os valores de escoamento calculado considerando as recargas e as diferentes transferências da evapotranspiração para o escoamento e para a recarga, **verifica-se que em todos os casos há um acentuado aumento do escoamento superficial directo após o fogo**. Estes valores referem-se exclusivamente ao escoamento superficial directo, não sendo nele contabilizado o escoamento devido ao degelo, nem eventuais fluxos hipodérmicos que venham a contribuir para o escoamento superficial directo, por exurgência na área das vertentes. Aliás, sendo que no conjunto de cenários LNEC o degelo e a exurgência nas vertentes não é calculado pelo modelo, as únicas comparações válidas entre os vários cenários e as condições ante-fogo são as referentes apenas ao escoamento superficial directo.

5. Consideraram-se os Cenários 1 e 3, respectivamente, como cenários minorantes e majorantes das recargas na região ardida da bacia do rio Zêzere, em que o Cenário 1 se aplica essencialmente às formações graníticas e o Cenário 3 faz um cálculo de recarga mais detalhado em função da geologia, considerando duas áreas dominantes: os depósitos fluvio-glaciares e os granitos.

E) Os **volumes de armazenamento subterrâneo**, que permitem definir o volume de água que anualmente é armazenado e que circula ao longo do sistema subterrâneo:

1. Foi determinado apenas para os meios porosos superficiais, dado que serão estas que se assume sofrerem o principal impacto da contaminação pelos fogos. Este meio poroso é definido pela camada de alteração dos granitos e depósitos fluvio-glaciares. Os parâmetros hidráulicos para a determinação dos volumes de armazenamento apresentam-se no Quadro 92. Como a porosidade eficaz não conhecida com exactidão, teve de se atribuir valores definidos na literatura, o que deu um conjunto de valores possíveis para o caso dos depósitos fluvio-glaciares. Os **volumes de armazenamento** são apresentados no Quadro 104, para a totalidade da área da bacia, sendo da ordem dos 14,3 hm³ **para os granitos** e de 4,7 a 28 hm³ para os **depósitos fluvio-glaciares**, considerando-se o valor de 14 hm³ como o valor médio mais representativo para os depósitos fluvio-glaciares.

F) Os **tempos de residência** permitem definir o tempo que a poluição tenderá a residir no sistema hídrico, e portanto o tempo até o meio voltar a atingir – quando atinge – as condições ante evento de poluição (no caso as condições ante-fogo):

1. No **meio superficial**, onde a velocidade de transporte de poluentes é elevada por razão da própria natureza do meio, os **tempos de residência para os materiais directamente entrados no sistema** são bastante curtos, embora dependentes da sucessão dos eventos de precipitação, como se pode ver pela rapidez de redução das concentrações de poluentes durante as campanhas de amostragem (cf. Fig. 140 a Fig. 145, e também Capítulo 6 e Laranjeira e Leitão, 2008). Para metais pesados e elementos de solubilidade baixa é

admissível que os tempos de residência em fase líquida sejam **da ordem de 1 ano ou mesmo inferiores**; deve porém ter-se em atenção que estes elementos tendem a concentrar-se nos sedimentos, onde poderão constituir uma fonte de poluição a longo prazo, embora as amostragens realizadas não pareçam indiciar a ocorrência deste processo nas regiões estudadas. Para os elementos maiores as amostragens indiciam igualmente um tempo de residência curto, da ordem de 1 ano, eventualmente um pouco mais, pelo que **poder-se-á admitir** que no **prazo de cerca de 1 a 2 anos** o sistema superficial retorna a uma relativa normalidade. Contudo dado que o período de amostragem neste estudo não é superior a 1 ano, não existem dados seguros que permitam definir este limite temporal com exactidão.

2. No **meio subterrâneo** os tempos de residência dependem da condutividade hidráulica, gradiente hidráulico e extensão do percurso entre o ponto de entrada do poluente e o ponto de saída do sistema. Assim, se se considerar uma entrada de poluente num único evento temporal pontual, **para os depósitos fluvio-glaciares**, os tempos de residência situam-se **entre 52 e 73 dias**, para um poluente que entre na bordadura entre estes e os granitos, sendo inferiores para entradas em quaisquer pontos mais próximos do rio. Para os **granitos**, e porque se considera a camada superficial de alteração (aquífero livre) as velocidades de circulação variam consoante a região seja de vertente ou planalto e assim os tempos de residência para os planaltos (cf. Quadro 105) variam *entre 11 anos (planalto oriental) e 20,8 anos (planalto ocidental)* para as condições de maior velocidade de circulação, considerando um poluente entrado na bordadura da bacia hidrográfica; os tempos de residência para as vertentes (cf. Quadro 106) situam-se entre os *2 a 5 anos*. Admitindo a circulação duma partícula desde a bordadura da bacia hidrográfica, na área ardida, que circula ao longo de toda a região planáltica e desce a vertente sem nunca emergir nas nascentes de meia encosta e circula por fim nos depósitos fluvio-glaciares, o Quadro 107 dá os tempos de circulação para as condições de maior velocidade, e o Quadro 108 para as condições de menor velocidade. Para as condições de maior velocidade de circulação (que se admite sejam as representativas da zona de alteração, onde se considera que ocorra a parte significativa da circulação das águas afectadas pela poluição dos fogos), e para as condições atrás indicadas de entrada de poluente, o **tempo de residência** pode variar **entre menos de 1 ano** se o poluente se infiltrar na base da vertente ou na área dos depósitos fluvio-glaciares, **a 23,7 anos** se o poluente se infiltrar na bordadura do planalto ocidental.

3. Para a poluição transportada por via subterrânea e considerando que possa existir uma ligação hidráulica mais ou menos contínua entre o meio poroso da camada de alteração dos granitos na região planáltica e vertentes com os depósitos fluvio-glaciares e o rio (como pressuposto no Capítulo 3, cf. subcapítulo 3.2.2.), verifica-se, segundo os resultados do subcapítulo 7.6., um atraso entre a ocorrência do fogo e a data prevista da sua chegada ao rio, ou seja existem condições para a ocorrência de um processo de **poluição diferida das águas superficiais por via da alimentação pelo circuito subterrâneo**.

G) **A concentração dos poluentes no escoamento superficial**, obtida relacionando as cargas poluentes – fase sólida e lixiviados – calculadas com os volumes de escoamento para os diferentes cenários de escoamento/recarga considerados mostram:

1. Se se considerar o todo da massa de cinzas incorporável (planaltos+vertentes), para diferentes cenários de arraste de cinzas, e o escoamento superficial para o período pós-fogo dos cenários LNEC (Quadro 103, *cf.* pg. 290/292), para condições de máximo (Quadro 130) e mínimo (Quadro 131) escoamento, as **cargas poluentes médias globais são relativamente moderadas**, sendo as maiores contribuições oferecidas pelo carbono, cálcio e – especialmente no caso da associação vegetal Arbustos II – o sódio, potássio e manganês (sublinhados a azul). Considerou-se nesta análise a massa poluente gerada em toda a área, em vez de considerar separadamente o que ocorreria nas vertentes e nos planaltos, porque se pretendeu obter uma imagem globalizante das condições de poluição da área ardida.

Quadro 130 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de máximo escoamento/Cenários LNEC

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	60,38	30,19	15,09	3,02	166,06	83,03	41,51	8,30	20,79	10,39	5,20	1,04
Al	9,04	4,52	2,26	0,45	3,97	1,99	0,99	0,20	0,62	0,31	0,16	0,03
Ca	37,47	18,74	9,37	1,87	25,16	12,58	6,29	1,26	6,03	3,01	1,51	0,30
Fe	4,21	2,10	1,05	0,21	1,78	0,89	0,45	0,09	0,17	0,09	0,04	0,01
K	6,89	3,45	1,72	0,34	40,65	20,32	10,16	2,03	6,69	3,34	1,67	0,33
Na	5,88	2,94	1,47	0,29	3,06	1,53	0,76	0,15	0,97	0,49	0,24	0,05
Mg	1,99	0,99	0,50	0,10	11,87	5,93	2,97	0,59	2,77	1,38	0,69	0,14
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	0,081	0,041	0,020	0,004	0,041	0,020	0,010	0,002	0,004	0,002	0,001	0,0002
Cr	0,032	0,016	0,008	0,002	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni	0,017	0,008	0,004	0,0009	0,006	0,003	0,002	0,0003	0,002	0,001	0,0005	0,0001
Pb	0,011	0,006	0,003	0,0006	0,004	0,002	0,0009	0,0002	0,0003	0,0002	0,00006	0,00002
Zn	0,328	0,164	0,082	0,016	0,344	0,172	0,0861	0,0172	0,0514	0,0257	0,0129	0,0026
Mn	0,566	0,283	0,142	0,028	2,152	1,076	0,5381	0,1076	0,2220	0,1110	0,0555	0,0111

Quadro 131 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de mínimo escoamento/Cenários LNEC

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	81,47	40,74	20,37	4,07	224,08	112,04	56,02	11,20	28,05	14,03	7,01	1,40
Al	12,20	6,10	3,05	0,61	5,36	2,68	1,34	0,27	0,84	0,42	0,21	0,04
Ca	50,57	25,28	12,64	2,53	33,96	16,98	8,49	1,70	8,14	4,07	2,03	0,41
Fe	5,68	2,84	1,42	0,28	2,41	1,20	0,60	0,12	0,23	0,12	0,06	0,01
K	9,30	4,65	2,33	0,47	54,85	27,43	13,71	2,74	9,02	4,51	2,26	0,45
Na	7,94	3,97	1,98	0,40	4,12	2,06	1,03	0,21	1,31	0,65	0,33	0,07
Mg	2,68	1,34	0,67	0,13	16,02	8,01	4,00	0,80	3,73	1,87	0,93	0,19
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	0,110	0,055	0,027	0,006	0,055	0,028	0,014	0,003	0,006	0,0027	0,001	0,0003
Cr	0,043	0,021	0,011	0,002	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni	0,023	0,011	0,006	0,001	0,008	0,004	0,002	0,0004	0,003	0,0014	0,0007	0,0002
Pb	0,015	0,008	0,004	0,0008	0,005	0,002	0,001	0,0002	0,0004	0,0002	0,00008	0,00002
Zn	0,443	0,221	0,111	0,022	0,465	0,232	0,116	0,023	0,0693	0,0346	0,01735	0,0035
Mn	0,764	0,382	0,191	0,038	2,904	1,452	0,726	0,145	0,2995	0,1498	0,07484	0,015

2. Considerando os lixiviados verifica-se que as **cargas poluentes médias globais são moderadas a baixas**, sendo os únicos elementos com alguma representação (assinalado a azul) o sódio e o potássio (Quadro 132 e Quadro 133).

Quadro 132 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) em lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de máximo escoamento/Cenários LNEC

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	0,0004	0,0002	0,0001	0,00002	0,0005	0,0003	0,00013	0,00003	0,00007	0,00004	0,00002	0,000003
Ca	0,032	0,016	0,008	0,002	0,12	0,058	0,029	0,006	0,018	0,009	0,005	0,0009
Fe	0,0004	0,0002	0,0001	0,00002	0,0005	0,0003	0,00013	0,00003	0,00007	0,00004	0,00002	0,000003
K	3,92	1,96	0,98	0,17	33,81	16,90	8,45	1,69	5,05	2,52	1,26	0,25
Na	3,73	1,87	0,93	0,19	2,14	1,07	0,53	0,11	0,63	0,32	0,16	0,032
Mg	0,0005	0,0003	0,0001	0,00003	0,013	0,006	0,003	0,0006	0,0008	0,0004	0,0002	0,00004
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	0,0002	0,0001	0,00005	0,00001	0,0003	0,0001	0,00006	0,00001	0,00004	0,00002	0,000009	0,000002
Cr	0,0002	0,0001	0,00005	0,00001	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni	0,0002	0,0001	0,00005	0,00001	0,0003	0,0001	0,00006	0,00001	0,00004	0,00002	0,000009	0,000002
Pb	0,0002	0,0001	0,00005	0,00001	0,0003	0,0001	0,00006	0,00001	0,00004	0,00002	0,000009	0,000002
Zn	0,0002	0,0001	0,00005	0,00001	0,0003	0,0001	0,00006	0,00001	0,00004	0,00002	0,000009	0,000002
Mn	0,0002	0,0001	0,00005	0,00001	0,0003	0,0001	0,00006	0,00001	0,00004	0,00002	0,000009	0,000002

Quadro 133 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) em lixiviados para diferentes cenários de arraste de cinzas, considerando condições de mínimo escoamento/Cenários LNEC

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	0,0005	0,0003	0,0001	0,00003	0,0007	0,0003	0,0002	0,00003	0,0001	0,00005	0,00003	0,000005
Ca	0,04	0,02	0,01	0,002	0,16	0,08	0,04	0,008	0,024	0,012	0,006	0,0012
Fe	0,0005	0,0003	0,0001	0,00003	0,0007	0,0003	0,0002	0,00003	0,0001	0,00005	0,00003	0,000005
K	5,29	2,67	1,32	0,27	45,62	22,81	11,41	2,28	6,81	3,41	1,70	0,34
Na	5,04	2,52	1,26	0,25	2,88	1,44	0,72	0,14	0,85	0,43	0,21	0,04
Mg	0,0007	0,0003	0,0002	0,00003	0,017	0,009	0,004	0,0009	0,001	0,0005	0,0003	0,00005
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	0,0003	0,0001	0,00007	0,00001	0,0003	0,0002	0,00009	0,00002	0,00005	0,00003	0,00001	0,000002
Cr	0,0003	0,0001	0,00007	0,00001	0	0	0	0	--	--	--	--
Ni	0,0003	0,0001	0,00007	0,00001	0,0003	0,0002	0,00009	0,00002	0,00005	0,00003	0,00001	0,000002
Pb	0,0003	0,0001	0,00007	0,00001	0,0003	0,0002	0,00009	0,00002	0,00005	0,00003	0,00001	0,000002
Zn	0,0003	0,0001	0,00007	0,00001	0,0003	0,0002	0,00009	0,00002	0,00005	0,00003	0,00001	0,000002
Mn	0,0003	0,0001	0,00007	0,00001	0,0003	0,0002	0,00009	0,00002	0,00005	0,00003	0,00001	0,000002

Os restantes elementos apresentam-se pouco significativos. O somatório das cargas poluentes (obtidas considerando o total da **carga poluente de cinzas + lixiviados** para a totalidade da área ardida e o escoamento total médio para a totalidade da área ardida), para o total de **Pinhos e Arbustos II**²⁶ ardidos, nos cenários de escoamento considerado, mostra concentrações potenciais moderadas para o escoamento superficial (Quadro 134 e Quadro 135). Contudo deve admitir-se que, como aliás indiciam as medições de campo, **esta carga poluente será efectivamente mais elevada**, dado não se ter incluído – por desconhecimento do seu valor – a restante biomassa ardida que, embora ocupando 22,57% da área ardida, pode porém ter um peso percentual em termos de biomassa (logo de carga poluente) muito significativo; também não se incluiu, por se desconhecer a sua contribuição em termos de carga poluente, a carga sólida e de lixiviados dos solos ardidos na área do

²⁶ A associação Arbustos II é a que produz maior quantidade de sódio, magnésio e manganês face a Arbustos I, embora nos ensaios de combustão não haja produzido cádmio.

Zêzere. Assim **deve considerar-se que a carga poluente potencial transmitida pelas cinzas e lixiviados ao escoamento superficial deverá ser significativamente superior aos valores aqui apresentados.** O carbono destaca-se como o poluente com maiores concentrações, seguido do potássio e do cálcio; entre os metais pesados destaca-se o manganês, seguido do zinco.

Quadro 134 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) considerando o somatório das cinzas e lixiviados de Pinhos e Arbustos II, para condições de máximo escoamento/Cenário LNEC

Cenários	Arbustos II + Pinhos			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	186,85	93,42	46,71	9,34
Al	4,60	2,30	1,15	0,23
Ca	31,36	15,68	7,84	1,57
Fe	1,95	0,98	0,49	0,10
K	95,77	47,89	23,94	4,79
Na	7,48	3,74	1,87	0,37
Mg	14,65	7,33	3,66	0,73
Cd	--	--	--	--
Cu	0,045	0,023	0,011	0,002
Cr	0	0	0	0
Ni	0,009	0,004	0,002	0,0004
Pb	0,004	0,002	0,001	0,0002
Zn	0,40	0,20	0,10	0,02
Mn	2,37	1,19	0,59	0,12

Quadro 135 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) considerando o somatório das cinzas e lixiviados de Pinhos e Arbustos II, para condições de escoamento mínimo/Cenário LNEC

Cenários	Arbustos II + Pinhos			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	252,13	126,07	63,03	12,61
Al	6,20	3,10	1,55	0,31
Ca	42,23	21,11	10,56	2,11
Fe	2,64	1,32	0,66	0,13
K	102,73	51,37	25,68	5,14
Na	8,20	4,10	2,05	0,41
Mg	19,76	9,88	4,94	0,99
Cd	--	--	--	--
Cu	0,06	0,03	0,02	0,003
Cr	0	0	0	0
Ni	0,01	0,006	0,003	0,0006
Pb	0,006	0,003	0,001	0,0003
Zn	0,53	0,27	0,13	0,027
Mn	3,20	1,60	0,80	0,16

3. Contudo o que é importante para a avaliação do impacto num sistema é **a evolução temporal das cargas poluentes** que são transmitidas a esse sistema, no caso presente pelo **arraste de cinzas e de lixiviados a cada evento de precipitação**. Assim, usando o registo de precipitação diária do posto Covilhã (12L/03G) entre 15 de Maio de 2005 (tendo o fogo ocorrido na 1ª quinzena as chuvas em questão serão as pós-fogo) e 13 de Janeiro de 2009, e os cenários de arraste de cinzas definidos no Quadro 115 (cf. pg. 307), fez-se uma análise sumária e muito simplificada da potencial evolução das concentrações dos poluentes (em cinzas) ao longo da sucessão temporal de eventos de precipitação. Considerou-se como

carga poluente de partida o somatório da carga poluente da associação **Arbustos II+Pinheiros**, por ser a que possui uma maior carga poluente. Esta análise tem limitações porque: (1) considera uma taxa de remoção constante ao longo do tempo, quando na verdade a taxa de remoção e arraste das cinzas no escoamento superficial depende de vários factores, incluindo o volume e intensidade de cada evento de chuva, ou seja é variável de evento para evento, e por consequência é variável ao longo do tempo, mas a ausência de dados de erosão impede a adopção de uma taxa de remoção variável em função de cada evento de precipitação, que é a abordagem correcta; (2) deveria ser definida, com estudos de campo de erosão, uma função de erosão/arraste de cinzas dependente da intensidade do evento de chuva, de modo a poder ser aplicada a cada evento de chuva e se calcular assim a correcta quantidade de cinzas que entra de facto no escoamento superficial por cada chuvada; (3) na ausência desta função de precipitação/taxa de erosão, que possa indicar o limiar de precipitação a partir do qual há escoamento superficial e erosão, consideraram-se todos os eventos de precipitação como sendo passíveis de transportar poluentes; (4) dadas as condicionantes citadas não se fez uma análise de arraste de poluentes em função da sua localização em planalto ou em vertente (e portanto não se considerando a contribuição das diferentes áreas de vegetação em cada um destes sectores), pois os dados disponíveis não teriam representatividade a tal detalhe de escala, optando-se por fazer uma análise globalizante a toda a área, o que dá uma imagem aproximativa e não de pormenor da evolução temporal do decaimento da poluição; (5) não se conhecendo a taxa média de remoção das cinzas, teve de se optar por cenários que pudessem corresponder a situações limite, considerando-se um cenário de remoção de 5% para o Carbono (para simular o maior tempo possível de residência dos poluentes no sistema, dado este ser o poluente com maior carga poluente de todos os poluentes considerados) e cenários de remoção superior para outros elementos, como por exemplo o potássio; (6) os lixiviados não foram considerados nesta análise porque, como se pode verificar dos Quadro 130 a Quadro 133, a grande carga poluente do meio hídrico superficial é sobretudo contribuída pelas cinzas; (7) desprezou-se a contribuição do sector fluvio-glaciar pois, dadas as áreas envolvidas, a sua contribuição é muito pouco significativa face à globalidade das áreas de granitos, que foram as consideradas na análise. Com base nestes pressupostos, a **análise da evolução temporal da poluição mostra** que para o cenário de menor remoção (Cenário D = 5%) e **para o carbono**, o sistema deixa de receber contribuições significativas a partir do início do Verão de 2008, embora possam surgir ainda valores residuais em Dezembro de 2008, ou seja, **o sistema recupera ao fim de cerca de 3,5 a 4 anos**; **para o manganês** o cenário C = 25% de remoção aponta para uma virtual desapareção do sistema **em poucos meses após o fogo** (em Novembro de 2005, o que é reforçado pelos dados de campo, com convergência com os calculados), ao passo que o cenário D = 5% este basicamente desapareceria do sistema superficial no Verão de 2007, ou seja **cerca de 2 anos após o fogo**; **para o potássio**, por exemplo, o cenário C indicia uma desapareção do sistema em fins de Janeiro de 2006, com o desaparecimento completo destas contribuições a partir do mês seguinte, ao passo que o cenário D indicia uma contribuição pouco significativa a partir de Maio de 2008, e a desapareção a partir de Novembro de 2008, ou seja **cerca de 3 anos após o fogo**, conforme o cenário considerado. As cargas significativas de poluição ocorrem naturalmente em

intervalos de tempo mais curtos. Esta análise confirma assim as conclusões do ponto 1. da alínea F acima e, apesar de todas as limitações desta metodologia, concorda genericamente com os resultados de campo. Portanto, **no meio hídrico superficial, a recuperação dá-se num espaço de tempo relativamente curto**, embora este *possa ser variável em função dos contaminantes considerados, características da área ardida e regime temporal das chuvas.*

H) **A concentração dos poluentes no meio hídrico subterrâneo**, obtida relacionando as cargas poluentes relativas aos lixiviados (pois somente os lixiviados foram considerados como fontes de poluição do meio subterrâneo) das cinzas, com os volumes de recarga calculados mostra:

1. Se se considerar o todo da massa de cinzas incorporável (planaltos+vertentes), para diferentes cenários de arraste de cinzas, e a recarga para o período pós-fogo dos cenários LNEC (Quadro 125, cf. pg. 314), para condições de máxima (Quadro 136) e mínima (Quadro 137) recarga, as **cargas poluentes médias globais são baixas**; as maiores contribuições são oferecidas pelo *potássio* e *sódio* – especialmente no caso da associação vegetal Arbustos II – que se encontram sublinhadas a azul. Os *metais pesados* não parecem ter uma contribuição significativa para a contaminação das águas subterrâneas por via dos lixiviados.

Quadro 136 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de lixiviados considerando condições recarga mínima/Cenários LNEC

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	--	0,0006	0,0009	0,0012	--	0,0008	0,0012	0,0015	--	0,00012	0,00017	0,00022
Ca	--	0,050	0,075	0,096	--	0,18	0,28	0,35	--	0,028	0,042	0,053
Fe	--	0,0006	0,0009	0,0012	--	0,0008	0,0012	0,0015	--	0,00012	0,00017	0,00022
K	--	6,15	9,23	11,69	--	53,04	79,55	100,77	--	7,92	11,88	15,04
Na	--	5,85	8,78	11,12	--	3,35	5,03	6,37	--	0,99	1,48	1,88
Mg	--	0,0008	0,0012	0,0015	--	0,02	0,03	0,038	--	0,0012	0,0018	0,0023
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0006	0,0008	--	0,00006	0,00009	0,0001
Cr	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0006	0,0008	--	--	--	--
Ni	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0006	0,0008	--	0,00006	0,00009	0,0001
Pb	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0006	0,0008	--	0,00006	0,00009	0,0001
Zn	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0006	0,0008	--	0,00006	0,00009	0,0001
Mn	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0006	0,0008	--	0,00006	0,00009	0,0001

Deve admitir-se que, tal como sucedeu par a carga sólida, **esta carga poluente será efectivamente mais elevada**, dado não se ter incluído – por desconhecimento do seu valor – os lixiviados da restante biomassa ardida, pelas razões citadas na alínea G, ponto 2; também não se incluiu, por se desconhecer a sua contribuição em termos de carga poluente, a carga de lixiviados dos solos ardidos na área do Zêzere. Além disso, a ausência de valores da concentração do carbono nos lixiviados – o principal poluente identificado nas cinzas – leva a que estes valores devam ser considerados como indicadores do limite inferior de contaminação. Assim **deve considerar-se que a carga poluente potencial transmitida pelos lixiviados à recarga deverá ser superior aos valores aqui apresentados.**

Quadro 137 – Cargas disponíveis de poluentes (em mg/l) para diferentes cenários de arraste de lixiviados considerando condições recarga máxima/Cenários LNEC

Cenários	Arbustos I				Arbustos II				Pinheiros			
	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%	A = 100%	B = 50%	C = 25%	D = 5%
C	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Al	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0007	0,0008	--	0,00006	0,00010	0,00012
Ca	--	0,028	0,042	0,053	--	0,10	0,15	0,19	--	0,016	0,023	0,029
Fe	--	0,0003	0,0005	0,0006	--	0,0004	0,0007	0,0008	--	0,00006	0,00010	0,00012
K	--	3,40	5,09	6,45	--	29,26	43,89	55,60	--	4,37	6,55	8,30
Na	--	3,23	4,84	6,14	--	1,85	2,76	3,52	--	0,55	0,82	1,04
Mg	--	0,0004	0,0007	0,0008	--	0,011	0,016	0,021	--	0,0007	0,001	0,0013
Cd	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Cu	--	0,00017	0,00025	0,0003	--	0,0002	0,0003	0,0004	--	0,00003	0,00005	0,00006
Cr	--	0,00017	0,00025	0,0003	--	0,0002	0,0003	0,0004	--	--	--	--
Ni	--	0,00017	0,00025	0,0003	--	0,0002	0,0003	0,0004	--	0,00003	0,00005	0,00006
Pb	--	0,00017	0,00025	0,0003	--	0,0002	0,0003	0,0004	--	0,00003	0,00005	0,00006
Zn	--	0,00017	0,00025	0,0003	--	0,0002	0,0003	0,0004	--	0,00003	0,00005	0,00006
Mn	--	0,00017	0,00025	0,0003	--	0,0002	0,0003	0,0004	--	0,00003	0,00005	0,00006

2. A **evolução temporal das cargas poluentes** no meio subterrâneo transmitida pelos **lixiviados** considerando a sucessão de **cada evento de precipitação** (como foi realizado também para as águas superficiais, *cf.* ponto 3. da alínea G., pg. 349), feita igualmente com base na informação do registo de precipitação diária do posto Covilhã (12L/03G) entre 15 de Maio de 2005 e 13 de Janeiro de 2009, e os cenários de lixiviados definidos no Quadro 116 (*cf.* pg. 307). Considerou-se como carga poluente de partida o somatório da carga poluente da associação **Arbustos II+Pinheiros**, por ser a que possui uma maior carga poluente. Foram considerados os requisitos, embora limitativos como já se referenciou anteriormente, de: (1) uma taxa de remoção dos lixiviados constante ao longo do tempo, (embora a infiltração dos lixiviados no meio subterrâneo dependa de vários factores, incluindo o volume e intensidade de cada evento de chuva e as condições físico-químico-biológicas do solo, alteráveis ao longo do período de recuperação da área ardida, sendo assim variável ao longo do tempo); (2) faz-se uma análise globalizante a toda a área (e não em função da zonagem planalto ou vertente pelas razões apresentadas anteriormente, *cf.* ponto 3. da alínea G., pg. 349/350 – águas superficiais); (3) análise de cenários de infiltração de lixiviados (dado desconhecer-se as reais taxas de infiltração destes) que possam simular situações limite, considerando-se um cenário de remoção de 5% para o sódio e potássio (para simular o maior tempo possível de residência dos poluentes no sistema, dado este ser o poluente com maior carga poluente de todos os poluentes considerados) e cenários de remoção superior (para simular tempos menores de presença dos poluentes) tanto para o sódio e potássio como para os metais pesados; (4) considerou-se que todos os eventos de precipitação geram infiltração eficaz (removendo os poluentes do solo), o que nem sempre ocorrerá mas não foi possível definir-se o limiar de precipitação a partir do qual esta precipitação eficaz ocorre, dado não existir dados suficientes para tal; (5) desprezou-se a contribuição do sector fluvio-glaciar pois, dadas as áreas envolvidas, a sua contribuição é muito pouco significativa face à globalidade da área ardida; (6) desprezou-se a contribuição da actividade biológica na remoção de poluentes pois não se possuem dados que permitam a contabilização deste efeito, controlado um conjunto de factores complexos e sistemas por vezes em funcionamento de feedback. Esta análise sumária e muito simplificada da potencial evolução das concentrações dos

poluentes ao longo da sucessão temporal de eventos de precipitação mostra que a **evolução temporal da poluição**, para o cenário de menor remoção (Cenário D = 5%) e **para o sódio e potássio**, o sistema deixa de receber contribuições significativas para o sódio a partir da Primavera de 2007 e para o potássio a partir de Janeiro de 2008, e a depuração será aproximadamente completa a partir de Fevereiro de 2008 para o sódio, ao passo que para o potássio se verifica a partir de Novembro de 2008, ou seja, **o sistema recupera ao fim de cerca de 2 a 3,5 anos**; para o cenário de remoção C = 25%, o sódio e potássio deixam de ter contribuições no meio subterrâneo entre o final de 2005 e os primeiros meses 2006, ou seja, **pouco menos de 1 ano após o fogo**; **para o manganês** o cenário C = 25% de remoção aponta para uma virtual desaparecimento do sistema **em poucos meses após o fogo** (Outubro de 2005), ao passo que o cenário D = 5% este desapareceria do sistema subterrâneo em Setembro de 2006, ou seja **cerca de 1 ano após o fogo**.

3. Se se considerar os tempos de percurso no meio subterrâneo, calculados para a área ardida, e se se admitir que os valores de permanência dos poluentes no meio hídrico subterrâneo calculados na alínea anterior se referem à evolução que se observa no ponto de injeção (o ponto de entrada dos lixiviados das cinzas no meio subterrâneo), sendo depois os poluentes transportados desde este local de injeção até ao rio, então o **tempo total em que se pode considerar haver perturbação do sistema** será o **somatório do tempo de percurso desde a área de injeção até ao rio Zêzere com o tempo em que na área de injeção deixa de existir entrada significativa de poluentes**. Deste modo, considerando o percurso mais extenso para os poluentes (injeção na bordadura do planalto ocidental; cf. alínea 2 do ponto F, pg. 346), os tempos de circulação, e o poluente que mais tempo demora a desaparecer na área de injeção (potássio, que pode permanecer no sistema por 3 anos, cf. alínea H, ponto 2, pg. 352/353) tem-se que a última partícula poluente que se haja infiltrado demorará cerca de 27,2 anos a atingir o rio Zêzere. Assim, pode considerar-se que **existe o potencial para o meio subterrâneo contribuir com uma poluição diferida para o meio hídrico superficial durante um período entre 4,5 anos** (poluentes infiltrados na base da vertente, isto é, genericamente na bordadura das formações fluvio-glaciares) **e pelo menos 27 anos** (se poluentes infiltrados na zona planáltica). Este intervalo de tempo será diferente **em função dos contaminantes, das características da bacia e do regime temporal das chuvas**²⁷. No entanto, se se considerar os valores das concentrações médias dos poluentes (cf. Quadro 136 e Quadro 137) para os volumes médios de recarga, verifica-se que a importância poluente dos lixiviados é relativamente baixa, o que aliás parece ser indiciado pelos resultados de campo noutras áreas ardidas (cf. Capítulo 6). Deste modo, ***embora exista o potencial para um longo período de influência da poluição por fogos, na prática o seu efeito sobre o meio subterrâneo, se se considerar apenas os lixiviados das cinzas, se afigura reduzida***. Mesmo ressalvando o facto de que estas concentrações se referem apenas aos lixiviados das cinzas e não consideram os lixiviados dos solos ardidos (pelas razões referidas anteriormente), logo **na realidade a carga poluente deva ser superior**, se se considerar os valores das campanhas de campo (cf. Capítulo 6), verifica-se que a **carga poluente nos pontos de água subterrânea é bastante reduzida**, o que indicia a

²⁷ Pois este condiciona o intervalo de tempo necessário para uma remoção total dos lixiviados das cinzas da superfície dos solos.

confirmação da conclusão acima.

4. O volume de armazenamento nos granitos é da ordem dos 14,3 hm³ e no fluvio-glaciário o armazenamento máximo é 28,1 hm³, donde na região estudada o armazenamento máximo é cerca de 42,5 hm³. **Considerando agora as recargas, nos cenários LNEC** (cf. Quadro 59) os valores de recarga após o fogo variam entre um mínimo de 5,5 hm³/ano e um máximo de 10,0 hm³/ano, pelo que o preenchimento do volume de armazenamento exige entre 4,2 a 7,7 vezes o valor da recarga para ser totalmente preenchido; ou seja, demorará entre 4,2 anos e 7,7 anos até que o sistema seja integralmente preenchido com novas águas após o fogo. Se se considerarem os **cenários baseados em INATEL** (1998, cf. Quadro 58) as recargas variam entre cerca de 2,1 hm³/ano e 7,0 hm³/ano, o que leva a que o volume de armazenamento necessite de entre 6 a 20 vezes o valor destas recargas para ser integralmente preenchido, portanto demorará entre 6 a 20 anos a que o sistema seja integralmente preenchido com novas águas após o fogo. Considerando os **cenários baseados em Espinha Marques et al.** (2006, cf. Quadro 57) as recargas variam entre 1,36 hm³/ano e 3,8 hm³/ano, ou seja o armazenamento necessita entre 11 a 31 vezes o valor destas recargas para ser completamente preenchido, donde demorará entre 11 a 31 anos a que o sistema seja integralmente preenchido com novas águas após o fogo. Considerando os tempos de permanência calculados para as zonas planálticas (graníticas) e para os depósitos fluvio-glaciares, e os valores agora apresentados, **considera-se que os cenários baseados em de Espinha Marques et al. (2006) reflectirá as condições de circulação dos poluentes nos granitos** – que terão assim tempos de circulação/permanência dos poluentes uma vez após a sua entrada no meio subterrâneo da ordem dos 20 a 27 anos, considerando o somatório entre o tempo de percurso desde o extremo mais afastado das zonas planálticas e o tempo máximo de entrada da última porção de contaminante – **e os cenários LNEC estarão especialmente adequados para a descrição da circulação dos poluentes nas vertentes e nos depósitos fluvio-glaciares** (terão tempos de permanência entre 3 a 7 anos, considerando o somatório entre o tempo de percurso nas vertentes e fundo de vale, e o tempo máximo de entrada da última porção de contaminante).

5. Considerando apenas o primeiro ano após o fogo, e as velocidades de circulação dos 3 sectores da bacia, tem-se que no meio subterrâneo a **frente poluente avançaria**: (1) **no planalto**: cerca de 49 m, no caso do cenário de maior velocidade (demorando cerca de 21 anos a transitar desde o extremo mais afastado do planalto até ao bordo das vertentes); **nas vertentes**: cerca de 177 m, no caso do cenário de maior velocidade (demorando cerca de 3 anos a transitar desde o topo até à base da vertente, caso o percurso não seja interceptado por estruturas geológicas e/ou topografia que levem a que esta água surja à superfície sob a forma de nascentes; **no fundo do vale**: cerca de 1276 m, ou seja a poluição, mesmo se entrar na bordadura mais afastada dos depósitos fluvio-glaciares, demora cerca de 75 dias a atingir o rio.

6. Se se considerar o regime de precipitação ao longo do primeiro ano após o fogo (15 de Maio de 2005 a 15 de Maio de 2006) e os cenários de incorporação das cinzas e lixiviados – 25%, 10% e 5% de incorporação por evento de precipitação, e considerando que a totalidade da massa poluente estará disponível para ser transportada, para a associação vegetal Arbustos II + Pinheiros, pois é a que origina a maior carga poluente – **as massas de**

poluente transportadas no primeiro ano após o fogo são da ordem de: (1) **Cenário 25%:** a totalidade das cinzas foi transportada no meio superficial e, no meio subterrâneo, *infiltrou-se* igualmente a carga total de lixiviados; **Cenário 10%:** no meio superficial transportaram-se 5 089 294 kg, sobrando 64 kg (o sistema deixa de ter contribuições das cinzas durante o ano de 2006), e no meio subterrâneo *infiltraram-se* 688 339 kg (sobram 8,75 kg, que serão infiltrados durante o ano de 2006) de lixiviados; **Cenário 5%:** foram transportados 5 068 317 kg de cinzas no meio superficial (sobram 21 042 Kg, que continuarão a entrar no sistema até 2008) e no meio subterrâneo *infiltraram-se* 685 502 kg (sobram 2 846 kg, que irão infiltrar-se até ao 1º semestre de 2008).

8 Estratégias de Mitigação e Prevenção dos Impactos dos Fogos

Neste capítulo realiza-se uma análise de várias estratégias desenvolvidas ao longo dos últimos anos, em diversos países e para diferentes tipos de comunidades vegetais, na sua larga maioria em climas mediterrânicos ou similares, com vista à redução dos impactes dos fogos sobre os recursos hídricos e os solos.

O capítulo inicia-se por uma abordagem enquadradora dos fogos em Portugal (não esquecendo o âmbito mais vasto da bacia mediterrânica em que se encontra incluso), reflectindo de seguida sobre as questões da prevenção e mitigação. Porém, e dado que os sistemas sujeitos ao fogo têm uma elevada variabilidade natural e os ciclos de recuperação podem ter extensões temporais muito variadas; considerando que os efeitos de avaliação de resultados das medidas de intervenção são fortemente afectados pela escala de observação e, inclusive, são ainda mal conhecidos os resultados de diversas técnicas de intervenção, sendo discutida por diferentes autores a sua eficácia – também em resultado destas diferentes escalas de observação espacial e temporal em que decorrem os estudos – é necessária uma monitorização cada vez mais eficaz e dilatada no tempo para avaliar a eficácia das medidas de prevenção e mitigação mas, muito especialmente, de mitigação.

Na prática a prevenção dos fogos, ou pelo menos dos fogos de grande intensidade e severidade – sendo discutível por diversos autores se as práticas de fogos controlados são ou não eficazes e em que tipo de coberto florestal o são – reduz os impactos sobre os solos e recursos hídricos ou reduzir a frequência e, se num quadro de boa gestão florestal, a severidade e intensidade do fogo. É a severidade e intensidade do fogo que origina os piores efeitos sobre o solo, alterando os regimes hídricos das áreas ardidas, e pode contribuir para a poluição dos recursos hídricos não apenas pela acção poluente das cinzas mas também pelo solo erodido que vai acabar por alcançar as linhas de água.

A mitigação é o conjunto de medidas que se aplicam após o fogo ter ocorrido e que se destinam a minorar os efeitos deste sobre o solo (muito em particular sobre a sua erosão) e sobre as águas, em especial sobre a sua qualidade.

Em continuação, este capítulo apresenta uma metodologia de análise e actuação

baseada na metodologia DPSIR, cuja sigla significa:

- D – *Driving forces*;
- P – *Environmental Pressures*;
- S – *State of the Environment*;
- I – *Impacts resulting from changes in environmental quality*;
- R – *Response to these changes in the environment*.

Esta metodologia de análise e actuação desenvolvida para a questão dos fogos e que se poderá designar por DPSIR-Fogos é apresentada em detalhe num dos subcapítulos seguintes.

O capítulo termina por uma súmula de estratégias de mitigação aplicadas em diferentes condições e casos de estudo, referenciadas na bibliografia. Estas estratégias de mitigação são por sua vez discriminadas para diferentes condições de campo, indicando-se as condições em que, de acordo com o conhecimento existente, parecem ser mais eficazes. Naturalmente, para uma avaliação correcta da sua eficácia em diferentes condições de fogo, topografia, solo, geologia, clima, coberto vegetal e variabilidade espaço-temporal dos fenómenos atmosféricos e cobertura do solo serão necessários ainda grande número de estudos, alguns dos quais se referem no Capítulo 9.

8.1 Avaliação Enquadrante da Problemática dos Fogos – Prevenção e Mitigação dos Impactos dos Fogos Florestais na Qualidade das Águas

Este subcapítulo analisa as seguintes questões:

1. **Enquadramento do problema dos fogos** – onde se colocam um conjunto enquadrador de questões sobre quais as razões naturais e humanas porque os fogos se concentram ao longo da faixa mediterrânica e não em torno de outras zonas geográficas, quais as razões sobre porque os fogos são um tão grave problema em Portugal e que possíveis estratégias têm sido utilizadas com algum sucesso no controlo da eclosão e violência dos fogos.
2. **Prevenção** – descreve-se um conjunto de medidas que poderão, tomadas em conjunto ou em diferentes tipos de associação, ajudar à redução da taxa de incidência e de violência dos fogos. Deve ter-se em conta que, nas zonas mediterrânicas os fogos têm um papel ecológico e a supressão total dos fogos pode não ser a estratégia mais adequada. O que é necessário é encontrar um equilíbrio entre a ocorrência dos fogos e a capacidade de regeneração dos ecossistemas afectados, reduzindo ao mesmo tempo os outros problemas associados aos fogos (erosão, degradação dos solos, degradação dos recursos hídricos).
3. **Mitigação** – descreve-se um conjunto de medidas a aplicar após ter ocorrido um fogo com vista à redução dos seus impactos adversos. Este capítulo está dividido entre as medidas aplicadas (1) aos solos, com vista sobretudo ao controle da erosão, (2) às águas, com vista à redução dos impactos sobretudo na sua

qualidade, mas também, embora que talvez de modo secundário – por na literatura existente sobre a matéria ser considerado um problema menor – na sua quantidade.

4. **Monitorização** – aborda a necessidade da monitorização para definir o grau de eficiência das diferentes medidas de mitigação utilizáveis em diferentes áreas afectadas pelos fogos. O conhecimento deste grau de eficiência é fundamental para a definição de estratégias eficazes de recuperação dos diversos tipos de áreas ardidas. É também abordado um conjunto de conceitos e aspectos que deverão ser considerados no estabelecimento de qualquer plano de mitigação. Não se apresenta contudo um plano específico de monitorização dado serem vários os aspectos passíveis de monitorização (qualidade das águas, erosão, quantidade de água infiltrada/recarga de aquíferos, tipos de medidas de mitigação utilizadas, características das áreas ardidas) e portanto exigirem planos específicos de monitorização para cada caso. É também abordada, com uma filosofia similar à utilizada para as medidas de mitigação, a questão da monitorização para as medidas de prevenção com vista a definir para as diferentes regiões geográficas/climáticas e de enquadramento sócio-cultural quais as medidas mais eficazes no combate/prevenção aos fogos.

8.1.1 Enquadramento genérico da problemática dos fogos na bacia mediterrânica

8.1.1.1 Assimetria na distribuição da frequência e intensidade dos fogos entre o Norte e o Sul da Europa

As assimetrias na distribuição dos fogos podem dever-se a um conjunto de factores, em que se deve considerar como preponderantes:

1. **Diferenças no clima** – na bacia mediterrânica (incluindo Portugal) o Verão, quando existe maior carga combustível disponível, é em simultâneo o período mais seco, com raras a nulas chuvas, e onde ocorrem as condições ideais de ignição e propagação do fogo. Nas zonas do Centro-Norte da Europa não é invulgar as chuvas ocorrerem com alguma frequência no Verão, reduzindo os períodos de seca e de condições ideais para a ignição de fogos.
2. **O facto de Mediterrâneo estar em faixa de “savana”** (zonas sujeitas a fogos naturais periódicos) **e ter vegetação co-dependente do fogo** – a floresta das zonas mediterrânicas evoluiu com a realidade dos fogos naturais, que é um dos seus processos de regeneração. Assim, diversas das espécies das florestas do sul europeu são resilientes ao fogo, convivendo com este desde as suas origens evolutivas, beneficiando de ciclos naturais de regeneração florestal provocados pelo fogo, e muitas espécies não podem mesmo reproduzir-se sem o auxílio do fogo. O problema ocorre quando os fogos deixam de obedecer a estes ciclos naturais, por um conjunto diversificado de razões que vão desde o abandono agrícola, às modificações na gestão florestal que alteram o quadro de distribuição

natural das espécies e modificam a carga combustível nas florestas, até à própria atitude humana face à floresta e à desvalorização da floresta enquanto património e ecossistema vital para a manutenção saudável dos ecossistemas vizinhos (incluindo os agrícolas).

3. **Há um aumento do problema dos fogos** – diversa bibliografia aponta para que de facto existe uma tendência real de aumento do nº e intensidade dos fogos, de que o artigo em <http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln54/rackham.html> é um exemplo. As razões para que tal esteja a ocorrer são fonte de forte debate e se para alguns autores se prendem apenas com o abandono agrícola verificado na bacia mediterrânica, para outros com diferentes práticas de gestão florestal, incluindo espécies exóticas altamente combustíveis (e.g. eucaliptos) que substituem o coberto nativo mais resiliente (e.g. quercíneas). Uma nova explicação para este fenómeno está associada aos possíveis impactos que as alterações climáticas possam desempenhar na dinâmica dos fogos e da modificação das florestas. Perante os quadros de alterações climáticas, e de acordo com os dados de certas simulações, pode admitir-se que a distribuição dos fogos sofrerá algumas modificações. Assim, se o Sul europeu tenderá a evoluir, de acordo com os modelos, para situações de fogos mais frequentes e mais intensos, as alterações do clima nas regiões centro e norte da Europa poderão vir a proporcionar condições para um aumento da área global do território europeu onde se poderão vir a registar fogos. Ou seja, num quadro de alterações climáticas, a faixa de território europeu afectada pelos fogos poderá aumentar – deixando de ser apenas um problema do Sul – mas a situação no Sul tenderá a agravar-se ainda mais.
4. **O impacto que as alterações climáticas estão a ter no problema dos fogos** – há indicações na bibliografia que o generalizado aumento dos fogos a nível mundial, em termos de ocorrências, intensidades, severidades e áreas ardidas, poderá não ter a haver apenas com pressões demográficas e económicas (ex.: destruição das florestas tropicais para plantações de óleo de palma, soja, criação de gado ou derrube e arroteio para pequenos campos de agricultura de subsistência) mas em muito com as alterações climáticas. Contudo da bibliografia consultada parecem existir poucos estudos focalizados para a concreta definição e quantificação dos impactos das alterações climáticas na evolução dos fogos no final do século XX. Considera-se que esta deverá ser uma importante temática de estudo para uma global compreensão da evolução do fenómeno dos fogos, assim como os seus impactos nos ecossistemas e no biofeedback sobre as alterações climáticas, com vista ao desenvolvimento de potenciais estratégias mitigadoras destes impactos.
5. **A atitude das pessoas nos nas diferentes comunidades: Norte versus Sul da Europa** – no passado, no Sul, a floresta era fonte de matérias-primas e de material combustível que, com o correr do tempo foi sendo desvalorizado e deixado ao abandono. A floresta deixou de ser um “investimento para o futuro” para passar a ser um lugar “sem valor”, logo sem fins lucrativos para a sua

limpeza e preservação. Mais ainda, em muitas comunidades dependentes da pastorícia, o fogo é visto como um “benefício” pois ao arder cria pastos que são, do ponto de vista das populações “uma riqueza, pois vão nascer bons pastos²⁸” em oposição ao “lixo” que é a floresta. No norte da Europa – e.g. Alemanha – a floresta é muito artificial e humanizada, intensamente explorada como um recurso, e inclusive um recurso com fortes tradições (plantava-se um talhão de floresta quando nascia uma filha, por causa do dote), ou seja, criou-se uma mentalidade de “vale a pena economicamente preservar a floresta”; contudo ao mesmo tempo adquiriu-se pela floresta um respeito como património a preservar por razões não apenas económicas mas estéticas, emocionais e, mais recentemente, com a profunda consciencialização ecológica (que ainda não está tão desenvolvida no Sul), locais vitais a proteger pois são “as jóias da coroa” do que resta da Natureza selvagem europeia.

6. **Práticas de “Landscaping”** – nos Estados Unidos (onde o problema com os fogos não é a desertificação humana mas a deslocação das pessoas e urbanizações para áreas anteriormente selvagens e sujeitas a ciclos naturais de fogos) esta questão do landscaping para protecção das casas e pessoas é com frequência citada. No caso mediterrânico o “landscaping” resume-se ao abandono total dos campos, o que favorece situações de eclosão do fogo. É assim necessário encontrar situações alternativas que invertam esta tendência. Os principais desafios que se colocam são:
 - Como promover ao mesmo tempo o crescimento de florestas naturais nas zonas em que se deseje regressar a ecossistemas pré-agricultura intensiva sem incrementar a incidência dos fogos?
 - Como fazer um landscaping de controlo de fogos se a União Europeia tem política de redução das áreas agrícolas e da actividade pastoril (especialmente a de passeio do gado)?
 - Como e que tipo de legislação implementam os países onde não há fogos significativos?
7. **Implementação de legislação** – segundo alguns autores (cf. o artigo <http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln54/rackham.html>) a legislação pode ser absolutamente inútil no controlo dos fogos, sobretudo a que proíbe a realização de fogos (por exemplo os fogos controlados ou os ocupacionais²⁹). Atendendo aos problemas dos fogos pastoris em certas zonas de Portugal, esta abordagem à legislação tem de ser muito cuidadosa e incluir formas de actuação que levem em conta as práticas de manejo da floresta por parte das comunidades rurais e pastoris.

²⁸ Não existindo a consciência de que os fogos progressivos vão reduzir a mais ou menos médio prazo a variedade de espécies herbáceas e, no final, contribuir para de facto não uma riqueza mas um empobrecimento dos pastos.

²⁹ Os provocados pelos pastores; o que aliás, em certas áreas de Portugal são os principais promotores de fogos que depois dão em fogos descontrolados

8.1.1.2 Causas para a situação actual dos fogos em Portugal

1. **Estado do conhecimento da verdadeira taxa de incidência dos fogos naturais versus os fogos provocados** – é necessário ter um conhecimento correcto das taxas de incidências dos fogos florestais e muito em especial das causas da ignição dos fogos, e quais as percentagens que as diferentes causas representam face à ignição por processos naturais. Sem este conhecimento concreto e detalhado é difícil definir estratégias eficazes de combate à ignição dos fogos. É sobretudo necessário diminuir a proporção de “fogos de origem indeterminada” num esforço para compreender as causas efectivas da origem desses fogos. Este tipo de estudos é difícil e exige especialistas na matéria que talvez não existam ainda em quantidade necessária, sem contar que existem sempre situações que serão indeterminadas. Mas para se tomarem medidas eficazes e concretas de combate aos fogos, estas áreas de sombra no conhecimento têm de desaparecer ou ser fortemente reduzidas. Se as origens dos fogos for sobretudo de acção humana será necessário encontrar as razões sócio-económicas para tal fenómeno e as formas de as reduzir, uma vez que, a sua eliminação total será praticamente impossível; se a origem dos fogos for sobretudo de origem natural terá de se pensar noutros métodos (*landscaping*, redução da lenha combustível, substituição por floresta nativa menos propensa a fogos nos locais onde esta última solução seja possível de incrementar) ou seja métodos naturais que contra-ataquem a tendência da Natureza. A ideia não será fazer desaparecer o fogo – porque este não pode ser eliminado dos sistemas naturais e alguns sistemas até são prejudicados sem ele – mas controlá-lo e torná-lo não tão intenso e se possível não tão frequente (embora segundo alguns autores, a redução da frequência implique que quando o fogo se declara é muito mais intenso).
2. **Abandono agrícola** – devido ao abandono agrícola, causado pela migração maciça das populações rurais para as cidades e estrangeiro, uma série de actividades de mundo rural foram sendo abandonadas ou reduzidas a um nível de actividade mínimo. A população rural que restou é na sua maioria envelhecida, com pouca capacidade para o necessário maneio e gestão protectora das manchas florestais face aos solos. Entre as actividades que limitavam a propagação, incidência, frequência e severidade dos fogos e que desapareceram ou foram muito reduzidas no mundo rural contam-se: (1) o pastoreio intensivo, o qual limpava as florestas e matos de muita da carga combustível antes desta se desenvolver e acumular para níveis perigosos; (2) deixou de haver limpeza de matos pois, com os novos sistemas de aquecimento, e o trabalho de mão-de-obra intensiva típica desta actividade, deixou de ter qualquer interesse económico limpar os matos. A conjugação destes dois factores leva à acumulação sem controlo dos matos secos (são carga combustível para os fogos), o que favorece a eclosão e alimentação do fogo. Os campos abandonados – sem ocupação por culturas agrícolas, que pela sua natureza e métodos de cultivo são pouco propensas ao fogo – são por sua vez ocupados por florestas e matos; nos campos

agrícolas abandonados os matos tornam-se particularmente densos, dificultando as intervenções de prevenção e combate ao fogo. Ou seja existe uma maior área, e muito em especial pior gerida (de facto abandonada), onde o fogo se pode propagar; uma gestão distinta, que apostasse numa ocupação em mosaico, de terras agrícolas, pastos e floresta tem sido sugerida como forma de pelo menos controlar a severidade e a extensão das áreas atingidas pelos fogos. No entanto, para compreender bem o impacto do abandono agrícola sobre a incidência dos fogos e seus impactos no ecossistema (componente solos e água) deveria conhecer-se onde de facto estão a decorrer os fogos:

- Em zonas de abandono agrícola ou outras?
- Como são as áreas de plantio de pinhos e eucaliptais para celuloses e outras indústrias afectadas pelos fogos?
- Sofrem-nos com a mesma frequência e intensidade das outras áreas?

3. **Passagem das florestas nativas para florestas de pinhais e de eucaliptos** – em várias zonas do Mediterrâneo os projectos de reflorestação apostaram em vegetação de crescimento rápido, que depende dos fogos para se reproduzir e eliminar a competição por outras espécies, tendo características fortemente combustíveis (pinheiros e eucalipto); estas acções geraram grandes acumulações de material fortemente combustível, o que, associado a uma por vezes deficitária gestão dos matos e resíduos florestais, está na origem dos grandes fogos³⁰. Assim, foram as próprias práticas de gestão florestal que criaram as condições ideais para os grandes fogos. Situação similar ocorreu em Portugal durante uma das campanhas da década de 40 para a reactivação da actividade silvícola, com a remoção das florestas de quercíneas por florestas de pinheiro, de mais rápido crescimento e com aproveitamentos económicos colaterais (e.g. resina), o que pode estar na origem do aumento da susceptibilidade da floresta portuguesa aos fogos.
4. **Quem está na origem dos fogos** – no caso dos fogos despoletados por acção humana, é necessário conhecer quais as populações envolvidas no atear de fogos, por quais razões os ateam e em que contextos de práticas agrícolas são estes desencadeados pelas pessoas. O quadro pode variar de região para região do país: em Trás-os-Montes os fogos ocupacionais estão com frequência associados à pastorícia mas noutras zonas do país a população envolvida pode ser diferente. Isto significa que se deve estudar o problema não a nível nacional mas a nível de região, eventualmente tendo de se descer ao nível do concelho ou mesmo freguesia. Conhecendo quem (que populações ou classes profissionais dentro do mundo rural (e.g. pastores), em que condições e com que objectivos se desencadeiam os fogos (e.g. controlo de silvados e outras infestantes) será possível definir estratégias de acção dissuasoras da prática do fogo não controlado, e que sejam eficazes com as populações rurais envolvidas. Um

³⁰ É referida no artigo <http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln54/rackham.html> a reflorestação por pinheiro e *Genista* – género das giestas – que são muito combustíveis, substituindo os restos de floresta de carvalho e castanheiro das vertentes do Vesúvio, menos combustíveis.

exemplo poderá ser o de direccionar acções sobre os subsídios por forma a serem um dissuasor da prática dos fogos sem qualquer controlo.

5. **Qual é o papel das alterações climáticas neste problema** – basicamente esta é uma área em que o conhecimento está ainda numa fase de relativo início, levantando-se um conjunto de questões para as quais existem ainda muito poucas respostas. As perguntas mais significativas são:
- Porque razão os fogos têm aumentado ao longo dos últimos 20 anos, em aparência por todo o mundo?
 - Apenas por uma questão de melhores registos e melhores estatísticas?
 - Qual será a área total de expansão, por exemplo da Europa do Sul em direcção ao Norte?
 - Qual será a evolução na frequência e severidade dos fogos nas diferentes áreas climáticas actuais?
 - Como é que as alterações climáticas irão induzir modificações no coberto vegetal e como estas modificações na flora irão impactar na intensidade, frequência e extensão em área dos fogos?

Se não se conhecer o efeito potenciador das alterações climáticas sobre os fogos não será possível definir estratégias eficientes de controlo da intensidade e frequência dos fogos nos inevitáveis cenários de alterações climáticas que nos esperam

6. **Interesses financeiros** – é importante conhecer de forma muito clara quais os interesses financeiros que estão por detrás dos fogos de origem humana. Isto implica conhecer também que florestas, pertencentes a quem, e exploradas com que objectivo (se é que são de todo exploradas ou o que arde é apenas floresta bravia, sem gestão). Para definir boas estratégias de combate à deflagração de fogos de origem humana tem de se conhecer o enquadramento económico destas práticas e a sua modificação ao longo do tempo. Por exemplo, há, ou até há bem pouco tempo houve, a noção de atribuir os fogos apenas às celulosas e aos madeireiros, sem que se tenha de facto avaliado, com estudos de profundidade, as responsabilidades dos vários sectores económicos na deflagração dos fogos. Se não se conhecerem os interesses financeiros subjacentes à deflagração dos fogos de origem humana – e dada a natureza dinâmica do mundo económico é importante ter em mente que estes interesses financeiros podem mudar ao longo do tempo – será impossível definir medidas eficazes de combate à eclosão destes fogos. Por exemplo na zona do Douro a razão principal para os fogos são as queimadas dos pastores, feitas no Verão, para obterem pastos para o gado na estação húmida seguinte; é uma tradição antiga, que os pastores têm como ideal pois segundo eles os pastos criados após o fogo são “uma riqueza”. Contudo, pouco se sabe sobre o impacto de longo prazo sobre a biodiversidade da vegetação sujeita a estes ciclos de 5 anos de fogo que são feitos basicamente para controlar as giestas, que nem as cabras gostam de comer e quando crescem fecham por completo a zona num matagal denso e impenetrável para o gado. No Douro não é portanto uma questão de celulosas, pelo que qualquer estratégia de

abordagem do problema tem de se basear nos problemas dos pastores. Noutras áreas do país as razões para os fogos de origem humana podem ser enquadramentos que nada têm que ver com os pastoris, e estes enquadramentos têm de ser definidos. Ou seja, será importante saber de ponto para ponto do país que causas económicas estão nas causas dos fogos de origem humana, para se poder agir de forma eficiente. Além disso, sendo que o tecido económico mudado ao longo do tempo, é importante criar cenários de evolução económica que indiquem possíveis futuras causas económicas capazes de vir a potenciar a eclosão de fogos.

7. **Funcionamento dos serviços de autorização de queimadas** – há várias indicações na literatura de que é preferível ter fogos controlados, periódicos, eliminando-se deste modo a ocorrência de fogos de grande intensidade, os quais causam os mais impactos nefastos e de maior intensidade sobre os solos, águas e ecossistemas. A legislação permite queimadas durante a Primavera e Outono, quando o risco de incêndio é reduzido. É necessário pedir autorização para estas queimadas (que excluem contudo a queima de resíduos das actividades agrícolas, pois na generalidade dos casos estas queimas não constituem risco de incêndio fora dos períodos críticos), pelo menos nas áreas protegidas; este processo necessita da autorização de câmaras e serviços de bombeiros e exige a presença de pelo menos um bombeiro destacado para o local da queimada. Contudo os serviços nem sempre são eficientes; o que leva as pessoas, já de si pouco receptivas a terem as suas actividades tradicionais controladas, a fazerem o fogo sem pedir as devidas autorizações, na atitude de encolher os ombros se o fogo se tornar descontrolado, fugindo sem dificuldade às responsabilidades. Por vezes, por razões pouco esclarecidas, que podem incluir as dificuldades de logística com que diversas corporações de bombeiros se debatem, nem sempre há bombeiros na zona da queimada. Considera-se que é necessária mais eficiência na articulação destes serviços (e.g. menos tempo de espera para obtenção da licença de queima, um controlo eficaz com brigada de 1ª intervenção de facto presente na zona a queimar). Também é importante compreender as eventuais diferenças de legislação existentes para áreas naturais protegidas e para as restantes regiões do território e verificar que medidas/legislação são mais eficientes, quais os pontos de fragilidade na legislação e aplicar ao resto do território o que funciona com eficácia nas áreas protegidas.
8. **A questão dos fogos controlados** – embora seja uma prática que tem sido aplicada em várias regiões no estrangeiro, para limitar sobretudo a severidade dos fogos deflagrados naturalmente, impedindo a sua ocorrência por meio da ocorrência de fogos menores. Em Portugal há ainda pouca experiência em fogos controlados. A maior preocupação a este nível será definir: (1) em que alturas se deverão fazer para conseguir controlar a não ocorrência de grandes fogos e, também muito importante, para prover às necessidades das comunidades agrícolas que precisam dos fogos (e.g. pastores) e, de especial importância, (2) quem deverá ter a responsabilidade de realizar estes fogos. É preciso pessoal

especializado nesta matéria, pois estes fogos exigem um maior conhecimento do que a técnica dos contra-fogos (aliás, com frequência, é atribuído às brigadas de bombeiros que combatem fogos uma tendência para o recurso ao contra-fogo sem grande treino ou preparação na matéria,) e portanto será necessária formação nesta matéria, a grupos de bombeiros treinados especificamente para estas acções. É preciso definir quem e onde se faz esta preparação e com que qualidade. Atendendo ao tipo de população agrícola existente (em especial as especificidades da população pastoril) talvez seja pouco aconselhável transmitir este conhecimento aos pastores e proprietários; em contrapartida estes deverão ser ajudados tecnicamente, por pessoal especializado, sempre que quiserem fazer um destes fogos. Este apoio é necessário pois ao longo dos anos, no mundo rural, tem-se assistido a uma crescente mentalidade de descuido na realização de queimadas (e por consequência de fogos controlados). Basicamente, é muito importante definir (1) quem deverá fazer estes fogos controlados; (2) que preparação deverá ter; (3) onde deverá ser obtida esta formação (no estrangeiro se for necessário, para as primeiras brigadas); (4) que apoio dar aos proprietários e pastores nesta matéria.

Para evitar que os fogos atinjam grandes dimensões – alta severidade, alta intensidade, grandes áreas ardidas – e graves impactos nos ecossistemas, solos e águas é necessária acção em duas vertentes: a Prevenção e a Mitigação.

8.1.2 Protecção antes do fogo (Prevenção)

A prevenção pretende evitar a eclosão dos fogos, ou pelo menos, dado que a Natureza não é controlável (e isto já retirando o factor humano da equação), pelo menos a eclosão de fogos de graves impactos na qualidade das águas superficiais e subterrâneas, solos e ecossistemas. Algumas das estratégias que podem ser utilizadas são:

1. ***Criar uma boa cartografia da vegetação e da carga combustível das regiões*** – isto permite avaliar do risco de fogo e planear as acções de limpeza de matas e outras de prevenção dos fogos, de modo a reduzir o risco de incêndio (em especial os de elevada severidade), assim como avaliar os efeitos do fogo nos vários ecossistemas afectados. Este tipo de acção é já realizado nos Estados Unidos pelo USG (<http://pubs.usgs.gov/fs/2006/3015/2006-3015.pdf>) e outros países – Austrália – parecem ter sistemas similares de planificação.
2. ***Desenvolvimento de Índice de Potencial para Fogo*** – em Portugal existe já uma ferramenta que permite a definição dos dias de risco de fogo, que inclui risco máximo, alto e moderado. Esta é uma ferramenta básica para definir os períodos em que é possível fazer queimadas e queima de resíduos da actividade agrícola, e os dias em que é de todo interdito realizar qualquer tipo de fogo (até mesmo para piqueniques, nos casos de dias de risco máximo). Será contudo também importante ter um *Índice de Risco de Fogo* em área, em função do tipo de ocupação vegetal (e para cada tipo de ocupação vegetal) e do combustível

lenhoso disponível para o fogo, o que permite planear a resposta adequada a um fogo florestal; este Índice deveria ser constantemente actualizado para que o combate eventual fosse devidamente eficiente. O USGS e o U.S. Forest Service desenvolveram um destes índices – *Fire Potential Index* (FPI) – em registo cartográfico, actualizado diariamente com informação de satélite, para avaliar do impacto da vegetação no risco de fogo; a actualização diária pretende reflectir as condicionantes climatéricas (cf. <http://pubs.usgs.gov/fs/2006/3015/2006-3015.pdf>).

3. **Compreender a evolução histórica/temporal dos fogos** – é importante saber como é que as condições actuais dos fogos são diferentes (ou idênticas) das circunstâncias dos fogos florestais naturais, nas diferentes regiões do país, para se caracterizar bem o factor humano envolvido (pastorícia, abandono agrícola, madeireiros, celuloses, urbanizações, etc.) Só conhecendo tais aspectos se pode planear eficazmente outras acções de prevenção que vão desde as campanhas de educação até (mais importante) à interface directa com as populações na gestão das florestas e dos seus resíduos, e das suas necessidades face aos fogos ocupacionais. Para tal é necessário estudar os padrões dos fogos históricos (dimensão, como se iniciaram, como arderam, em que altura do ano ocorreram), tal como mostra a experiência dos Estados Unidos; é de admitir que exista uma considerável falta de dados ou dados inconclusivos relativamente a este assunto, ou dispersos por numerosas instituições.
4. **Limpeza de matas e gestão de resíduos** – uma das principais causas para os grandes fogos é a ausência de limpeza das matas e florestas, normalmente devido ao abandono agrícola e ao facto de que estes materiais deixaram de ter relevância económica ou de sobrevivência para as populações rurais. Portanto é necessário realizar:
 - a. **Redução eficaz do material combustível** – podem incluir:
 - i. **Tipos de redução do material combustível** – (1) Queimas/fogos controlados e confinados, (2) limpeza mecânica e manual das zonas com matos (tenha-se em atenção que a limpeza mecânica pode também estar na origem de fogos, em períodos muito secos, pelo que realizar-se em alturas em que exista alguma humidade mínima adequada), (3) recolha/colheita de madeira, (4) plantio de espécies mais resistentes à propagação dos fogos (este é um aspecto de especial importância na Flórida, em que o problema é proteger as urbanizações, que estão na rota dos fogos; pode aplicar-se a Portugal criando mosaico de floresta com zonas destas espécies mais resistentes aos fogos, e/ou criar faixas de protecção em torno das povoações), (5) utilização de herbicidas para impedir o crescimento da vegetação e consequente acumulação de massa combustível (aplicação usada na Flórida mas que, do ponto de vista da qualidade da água, não é aconselhável), (6) práticas de *landscaping* de protecção contra fogos/ocupação racional dos terrenos

com vista a fazer barreiras à propagação do fogo (técnica usada na Flórida para proteger urbanizações, mas pode ser usada noutros contextos, como é o caso de criação de paisagem em mosaico composta de floresta, faixas de pastoreio ou de campos agrícolas entre floresta (estratégia usada no sul de França), (7) adequada abertura dos asseiros, os quais deverão ser constante objecto de limpeza e manutenção, pois der outro modo a sua funcionalidade para o combate aos fogos torna-se nula, (8) desbaste e aprumamento da vegetação, (9) corte e queima em monte (como na queima de resíduos agrícolas), sendo a queima efectuada em zonas adequadas, (10) monda, (11) corte e desbaste mecânico, (12) aparelhamento das madeiras para lenha para consumo (13) moagem das lenhas (as técnicas desde o ponto 7 ao 13 são indicadas por exemplo em <http://idahodocs.cdmhost.com/cgi-bin/showfile.exe?CISOROOT=/p4012coll3&CISOPTR=278&filename=279.pdf#search=%22County%22>), (14) combinação de várias destas técnicas.

- ii. **Questão dos terrenos públicos e privados** – as acções poderão ter de ser diferentes para terrenos públicos e privados.
 1. **Para os terrenos públicos** é preciso definir quem deve fazer a limpeza (se houver indefinições na lei, é necessário colmatá-las e atribuir claras responsabilidades sobre quem faz o quê em termos de limpeza nestas zonas). Nos terrenos privados será sensato verificar que tipo de proprietários e/ou dimensões dos terrenos estão em causa.
 2. **Proprietários empresariais** (no geral média a grande dimensão) – é admissível supor que tenham meios para fazer a limpeza das florestas, pois é do seu interesse económico; portanto a limpeza ficaria a seu exclusivo cargo. Contudo uma cooperação alargada com estes interventores económicos para melhorar a sua participação na definição e implementação das estratégias contra os fogos é uma importante estratégia a considerar, assim como possíveis incentivos associados a esta cooperação.
 3. **Pequenos proprietários rurais** – no geral o pequeno agricultor, com reduzidas parcelas, pouco rentáveis, poucos meios técnicos e escassos esclarecimentos, além de ser por vezes pertencente a uma taxa etária idosa (embora este quadro varie de região para região do país e deve ser levado em consideração), tende a

só funcionar com subsídios. A forma de captar esta população para a limpeza das suas florestas passa pelos incentivos financeiros, ou (a) via subsídios ou (b) valorizando o material recolhido na limpeza da floresta (compra por terceiros dos resíduos obtidos da limpeza das florestas para queima e lenha, biofúel ou outras utilidades; as associações de agricultores, as cooperativas e outras instituições, ou empresas em cooperação com estas associações e cooperativas deveriam ser utilizadas para receberem, pagarem e direccionarem este material para valorização). Considerando por vezes as reduzidas capacidades técnicas dos proprietários, na Flórida os serviços florestais ajudam os proprietários a limpar os terrenos (cf <http://www.floridadisaster.org/bpr/EMTOOLS/wildfire/gwfrmc/report/Final%20Prevention-Mitigation.doc>). Outra forma de realizar a limpeza dos matos e remoção dos materiais combustíveis, especialmente vocacionada para os agricultores com menos recursos para fazerem de per si este trabalho (mas também para outros que, com recursos, estejam dispostos a pagar por este serviço) consistiria na criação, por parte das câmara municipais, com a cooperação dos bombeiros e dos donos das pequenas manchas florestais, de brigadas de limpeza dos matos e florestas. Estas brigadas recorreriam a pessoas inscritas no fundo de desemprego da zona, ou, no caso onde existam associações de produtores florestais, a pessoal contratado por estas associações florestais. Deveria aliás estruturar-se este serviço com base na experiência das associações florestais, nos locais onde já são por vezes chamadas a fazer esses trabalhos, por meio de acordos com câmaras e áreas protegidas nas zonas florestais do domínio público.

- b. Valorização económica dos resíduos da floresta – esta estratégia passa por dar valor económico aos produtos de limpeza das matas, de modo a ser economicamente atraente fazer a limpeza das florestas. Isto pode incluir:
- i. **Estes materiais podem ser encaminhados para feitura de lenhas, carvão, aglomerados de madeiras, biofúel, extracção de materiais aromáticos, polpas (usos não em papel mas em materiais de “mulching”/cobertura de terrenos), etc.** – isto implica primeiramente existirem tais locais de processamento, ou seja é necessário criar uma rede eficiente de recolha e processamento destes materiais. No caso

dos **pequenos proprietários** a recolha destes materiais deveria ser encaminhada por associações de agricultores ou outras estruturas de apoio agrícola, que hajam dado provas de eficiência, para os locais de processamento destes materiais; estas associações devem pagar ao agricultor o valor do material recolhido. Os **proprietários empresariais** possivelmente têm forma de escoar estes produtos mas se não tiverem devem encaminhá-los para estes locais de processamento no esquema de vulgar operação comercial (entregam o produto directamente no local ou acordam uma forma de o transportar com terceiros, e recebem o valor do produto entregue). Nos **terrenos do domínio público** deverá definir-se muito bem quem limpa e vai entregar este material onde, e para onde vai o dinheiro recolhido por este material.

- ii. **Subsídios para limpar as florestas** – outra alternativa de valorização (menos preferível porque na prática, à semelhança do que tem sido a política de subsídios na agricultura portuguesa, não se torna numa mais valia económica a médio-longo prazo) é a criação de subsídios para a limpeza das florestas. Os agricultores terão potencialmente uma elevada aceitação desta medida³¹, mas será necessário definir o que se faz com o material recolhido, onde se coloca e qual o seu destino final. Este material resultante da limpeza de florestas deve encaminhar-se para estruturas de reaproveitamento/valorização tal como na medida anterior.

5. **Boa vigilância e brigadas de 1ª intervenção** –este é um sistema que por norma funciona bastante bem, se as brigadas forem competentes, estiverem bem articuladas com os bombeiros e as câmaras, com as suas tarefas de intervenção bem definidas, pontos de vigilância e percursos de vigilância definidos estratégica e atempadamente antes da época de fogos. A sua actuação impede normalmente a evolução de um fogo dos seus estádios iniciais para um fogo descontrolado e de grandes proporções. Este tipo de intervenção tem já alguns anos de existência em Portugal e no Douro tem dado bons resultados; as associativas florestais ou outras partes interessadas podem também ser partes interessadas envolvidas nestas brigadas de primeira intervenção (o que implica convénios, pagamentos, etc.) e com frequência a sua participação traz uma componente acrescida de sucesso no combate ao fogo nas suas fases iniciais. A utilização de brigadas de vigilância e 1ª intervenção não impede o uso a técnicas de detecção remota como é o caso de algumas tecnologias experimentais já testadas em campo, nas florestas portuguesas, desenvolvidas por cientistas portugueses. Para que os fogos não tomem grandes proporções a vigilância eficiente e a imediata primeira intervenção é fundamental. Nos períodos de não risco de fogo, estas brigadas de

³¹ Um dos problemas dos subsídios é que continua a motivar a mentalidade de subsidiodependência, em vez da real criação de novas fontes de riqueza económica sustentável a longo prazo..

1ª intervenção podem ser treinadas para realizar fogos controlados, para reduzir a incidência potencial de grandes fogos no ano seguinte, ocuparem-se na limpeza de áreas abandonadas e/ou com excesso de matos, recuperação de trilhos e caminhos e colocação de avisos nos locais onde tal seja pertinente. Na Sicília brigadas de voluntários são inclusive envolvidas em trabalho manual para as comunidades rurais dentro das áreas do projecto de prevenção de fogos (cf. <http://www.cadip.org/volunteer-in-italy.htm>).

6. **Campanhas dissuasoras da eclosão dos fogos** – aplicadas sobretudo aos fogos de origem humana mas também deverão contemplar acções para reduzir a incidência de fogos naturais de severidade elevada. A sua forma de actuação terá de incidir em:
 - a. Profundo trabalho com as comunidades rurais, para compreender como estas percebem o fogo, os seus perigos e benefícios – pois só com este conhecimento se podem criar estratégias eficientes para alterar a forma de funcionamento tradicional das comunidades rurais nas práticas que levam à realização de fogos que originam os grandes fogos. Estas estratégias têm de contemplar as necessidades das populações rurais no que concerne aos fogos ocupacionais (queimadas, controle de infestantes, etc.) e introduzir práticas, facilmente adoptáveis pelas populações, que visem a redução do risco destes fogos ocasionais e o seu descontrolo, com a consequente evolução para fogos de grandes proporções.
 - b. Passar dos slogans à acção prática – alguns autores, e a experiência em Portugal parece de algum modo apoiá-lo, afirmam que as campanhas anti-fogo só por si dão (cf. <http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln54/rackham.html>) poucos resultados e têm de ser acompanhadas por outras acções, como:
 - i. **Contrapartidas e punições económicas** – via (1) corte de subsídios se as pessoas forem apanhadas a realizar queimadas fora das épocas adequadas ou sem os cuidados devidos; (2) subsídios para limpar as matas³².
 - ii. **Campanhas eficazes de dissuasão** – mostrando que a questão do combate aos fogos está a ser levada a sério. Uma das experiências que tem dado resultado entre as comunidades pastoris do Douro, tem envolvido a presença das brigadas do SEPNA nas sessões de explicação das legislações sobre subsídios e respectivos cortes se houver fogos ilegais. Naturalmente isto exigiu que a lei fosse modificada, com vista à punição económica e perda de direitos a subsídios por parte dos infractores. Sem a mudança da legislação num sentido de maior

³² Com grande potencial de aceitação por parte da classe rural portuguesa que de há longos anos se habituou aos subsídios.

punição eficaz, não se alcançam os resultados desejados de redução das incidências de fogos.

- c. Manter campanhas de sensibilização mas apenas para as camadas da população mais susceptíveis e elaboradas de formas que se tenha à partida, com base em estudos sociológicos e educativos eficazes, certeza que funcionem – um dos problemas das campanhas de sensibilização no mundo rural é o de que se está a lidar com uma população envelhecida, pouco dada a adoptar atitudes novas, cansada e desconfiada de “modernices”, novas regras e leis. As campanhas devem virar-se: (1) para as populações mais jovens (apesar da capacidade dos mais novos mudarem os hábitos dos mais velhos seja muito menos intensa no mundo rural do que nos meios urbanos); (2) se direccionadas para o agricultor, pastor e silvicultor no activo (ou mesmo reformado, pois estas pessoas continuam a ter actividade no campo) tem de se definir os aspectos específicos de cada população relativamente ao fogo, como quais as razões porque o usam e que vantagens e desvantagens vêm no seu uso e quais as formas alternativas de utilização do fogo nas práticas agrícolas que não dêem origem aos fogos descontrolados. Tem de se ter em mente que os usos do fogo (em termos de actividades agrícolas ou mesmo de percepção social das suas vantagens e desvantagens) podem mudar de região para região do país, mesmo em populações cujas actividades agrícolas sejam idênticas pois os problemas enfrentados por cada população podem ser diferentes. Na realidade, e na maior parte dos casos, as campanhas funcionam se existir um subsídio algures envolvido. O que é uma prática arriscada pois após o fim do subsídio os agricultores deixam de ter incentivo para manter as novas práticas. Deste modo as campanhas têm de basear-se mais na mudança de mentalidades e formas de actuação do que em incentivos subsidiários.

- i. **Campanhas nas escolas e nas comunidades sobre dissuasão de fazer fogos** – indicando os riscos e perdas que estes causam, preferencialmente usando a experiência local (como por exemplo casos de pessoas mortas pelos fogos ou de propriedades destruídas por estes) e cuidados a ter para não causar fogos inadvertidamente. Alertar também para os problemas de saúde humana provocados/provocáveis pelos fogos, devido à poluição do ar e da água, e para a perda de solo que é a base da actividade agrícola. Isto deveria ser dirigido sobretudo aos mais novos num sentido de formação (inclusão em currículos escolares ou em actividades extra-curriculares e outras acções de longo prazo) e não apenas numa base de campanhas de slogans, de curta duração temporal.

- ii. **Campanhas de valorização da floresta** – consciencializar as pessoas de que a floresta não está a ocupar o espaço, sem fazer ou produzir nada (percepção muito comum no mundo rural actual), mas que é na verdade é importante para a sobrevivência das pessoas. Para uma maior eficácia desta campanha, deveria ser acompanhada de incentivos financeiros para a limpeza das florestas e matas (ex.: compra do material das limpezas das matas). Actuações segundo este raciocínio foram também propostas na *1st International Scientific Conference on Fires in Mediterranean Forests: Prevention, Supression, Soil Erosion, Reforestation*³³.
 - iii. **Identificar quem (que faixas etárias, que actividades profissionais) de região para região do país está relacionado com os fogos** – e dirigir as campanhas sobretudo a essas pessoas. Ou seja planificar campanhas a populações-alvo específicas. Nestas campanhas pode usar-se (1) a questão dos subsídios, com a sua conseqüente perda se se não respeitar a legislação relativa aos fogos (a presença de membros do SEPNA seria provavelmente muito importante nestas campanhas de esclarecimento), (2) indicar alternativas à prática dos fogos no Verão (quando fazer, que condições e regras respeitar, (3) que auxílio técnico poderá estar disponível para estas práticas, ou seja, é necessário primeiro estabelecer mecanismos eficazes, que funcionem de facto, para o auxílio aos agricultores na realização de fogos controlados), (4) indicações claras para onde enviar os materiais da limpeza das florestas para receber a contrapartida financeira (primeiro deverá estar montada esta estrutura de recebimento e valorização dos materiais da limpeza das matas).
 - iv. **Criar programas de educação pública para as técnicas de redução dos combustíveis (lenhas, etc.) nas matas** – de forma a fazer compreender às pessoas que há técnicas que permitem fazer com que um pequeno fogo não se torne descontrolado. Isto só terá impacto se se complementar com subsídios para as pessoas participarem nestas actividades de prevenção.
- d. Apoiar os agricultores e pastores em termos técnicos (com pessoal especializado em acção no campo) – quando estes precisarem de fazer fogos. Esta estratégia é também sugerida para a Flórida por <http://www.floridadisaster.org/bpr/EMTOOLS/wildfire/gwfrmc/report/Final%20Prevention-Mitigation.doc>. Na ausência de pessoal especializado neste tipo de fogos controlados, deverão

³³ Referidas as conclusões no site: http://www.fire.uni-freiburg.de/course/course/gr_coure_1.htm

ser realizadas acções de formação eficientes, por pessoas com conhecimento nesta área (pode incluir formação no estrangeiro). É de admitir que as necessidades de apoio técnico sejam diferentes para os **pequenos proprietários** rurais e pastores (e outras ocupações agrícolas ligadas aos fogos ocupacionais) e para as **empresas donas de floresta comercial**. Deve conhecer-se as necessidades e dificuldades de cada um destes sectores para se saber exactamente quem apoia no quê e a quem. É preciso pessoal com formação em fogos controlados para dar este apoio. A **floresta do domínio público** terá de ser gerida e controlada pelos Serviços Florestais (ou seus sucessores) e nas áreas protegidas pelas direcções destas áreas; a limpeza pode ser feita por contratação com entidades locais, preferencialmente com supervisão no campo de pessoal do Serviço de Florestas ou das áreas protegidas (consoante a localização da floresta); no caso de serem necessários fogos controlados, deverá existir pessoal especializado (brigadas) para os realizar, e que tanto poderão ser dos serviços florestais ou do pessoal das áreas protegidas (ou mesmo pessoal especializado a que se faça subcontratação).

- e. Mudança para florestas mais resistentes a fogos (florestas nativas de quercíneas, castanheiros e outros tipos de árvores de folhagem caduca, fugindo do predomínio das resinosas) nos locais ecologicamente adequados – e sempre que seja economicamente possível, promover a valorização dos produtos destas florestas (castanha, cogumelos, madeiras, etc.) sem contudo destruir a sua sobrevivência ecológica (sobre-exploração). Estas florestas apresentam o problema de terem um crescimento mais lento do que as de resinosas e portanto o seu tempo de retorno económico é mais tardio.
 - f. Criação de um padrão de distribuição da ocupação do solo em mosaico – de modo a dificultar a propagação do fogo e a evitar que ele atinja grande severidade e extensão; este padrão de ocupação incluiria zonas de matos abertos, clareiras, bosques, florestas de folhosas e folhosas/coníferas, zonas agrícolas, zonas mantidas por pastoreio, criando uma paisagem complexa, com potencial variável de ignição.
7. **Aplicar as regras que impedem alterações na utilização dos terrenos das áreas ardidas** – segundo as conclusões da *1st International Scientific Conference on Fires in Mediterranean Forests: Prevention - Suppression - Soil Erosion - Reforestation*, este é um dos requisitos mais importantes para a protecção da floresta e, em consequência, na prevenção dos fogos (cf. http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm).
 8. **Criação de uma Código de Boas Práticas de Gestão do Risco de Fogos** – e elaborado de forma a abranger proprietários e empresas do sector, um pouco como a experiência da Flórida, identificando os ecossistemas mais susceptíveis ao fogo, os materiais combustíveis mais perigosos, os procedimentos de redução

mais eficientes de combustível nas florestas e sua frequência de aplicação, a manutenção de barreiras anti-fogo ambientalmente sensatas, com a possibilidade de incentivos financeiros aos que obedeçam às regras deste *Código de Boas Práticas de Gestão do Fogo* (cf. <http://www.floridadisaster.org/bpr/EMTOOLS/wildfire/gwfrmc/report/Final%20Prevention-Mitigation.doc>). Esta identificação e avaliação deverá ser feita por pessoas conhecedoras da região, capazes de avaliar as prioridades e os riscos. No Idaho (cf. <http://idahodocs.cdmhost.com/cgi-bin/showfile.exe?CISOROOT=/p4012coll3&CISOPTR=278&filename=279.pdf#search=%22County%22>) refere-se que este código (ou em alternativa um *Plano de Prevenção/Mitigação de Fogos*) deveria sofrer uma reavaliação bianual das prioridades de acção e uma revisão total a cada 5 anos. Este Código deveria criar-se em função das diferentes zonas geográficas/clima/tipo de floresta do país, identificando as técnicas mais eficazes de gestão do uso da terra e a definição clara de incentivos à execução destas práticas, definindo muito bem quem tem direito a estes incentivos e o que se espera que seja feito por parte de cada um dos beneficiários. Terá de se enquadrar estes incentivos com o que está na capacidade de acção dos pequenos proprietários, dos grandes proprietários e das empresas. As florestas do domínio público deverão também sujeitar-se a estes códigos de boas práticas. Os fogos controlados deverão ficar nas mãos de agentes responsáveis e que sejam responsabilizados (associativas florestais, bombeiros), com treino prévio adequado, que tomem a responsabilidade por estes fogos e dêem apoio aos pequenos agricultores nestas matérias.

9. ***Deverá estabelecer-se um calendário de fogos controlados*** – definido em função do risco de fogo e das necessidades das pessoas da comunidade agrícola/pastoril. Estes fogos devem ter sempre presentes brigadas de bombeiros para efeitos de prevenção e 1ª intervenção. As calendarizações devem também depender do estado da vegetação a controlar e das condições climáticas. Deve ter-se sempre em atenção que mesmo os fogos controlados podem ter algum impacto na qualidade das águas ao aquecer o solo e matar alguns organismos do solo, mas estes impactos dependem da severidade e intensidade do fogo; contudo, por definição, os fogos controlados devem ser de baixa severidade e intensidade. Estes fogos também afectam a erosão do solo e a carga de sedimentos que chega aos cursos de água, dependendo tal da erodibilidade do solo, declive, precipitação, altura de realização do fogo, volume, severidade e intensidade deste, cobertura que permanece no solo após o fogo e velocidade de revegetação (Megahan, 1980, cf. <http://www.srs.fs.usda.gov/sustain/draft/aqua3/aqua3.pdf>). O ideal é que estes fogos sejam de intensidade e severidade reduzida, área não muito extensa, se evite a sua utilização em declives muito acentuados (ou se reduza a área afectada), e que o fogo seja limitado nas zonas de solos arenosos ou repelentes de água (Landsberg e Tiedemann, 2000, cf. <http://www.srs.fs.usda.gov/sustain/draft/aqua3/aqua3.pdf>).
10. ***Integração dos riscos e da planificação local de utilização/ocupação do solo*** – relaciona-se com a tendência crescente para permitir o desenvolvimento urbano

em áreas de risco. Os especialistas advertem que é mais sensato evitar a urbanização de áreas de risco mas a crescente tendência para expandir as áreas urbanas para estas zonas, por vezes sem qualquer planificação ou atenção às necessidades de prevenção e inclusive de fuga segura das populações, tem posto esta questão em forte debate. Igualmente é aconselhado que os códigos de construção sejam alterados de forma a criar estruturas que resistam a estes (e outros) desastre naturais (cf. http://books.google.com/books?hl=pt-PT&lr=&id=vLghMcz3FIUC&oi=fnd&pg=PA85&dq=mitigation+strategies+for+water+quality+after+a+fire&ots=-8yuTCZhWe&sig=6KMK6KFFXduxow6wBlfoKRvnZ5g#PPA86_M1). É também de extrema importância criar práticas de protecção das zonas construídas, usando faixas “buffer” onde a densidade de carga combustível seja muito baixa; estas faixas têm de funcionar efectivamente como barreira eficaz à propagação do fogo (pelo menos até aos de intensidade média ou média/alta). Assim é necessário ter pelo menos uma mapa actualizado dos riscos médios de incêndio, assim como planos de urbanização/ocupação do território (planos directores municipais, etc.) e proceder ao cruzamento dessa informação para identificar as áreas críticas já construídas e as áreas onde não é de todo aconselhável a construção. É também necessário reforçar os códigos de construção para a sobrevivência das estruturas mais importantes e de fuga das populações e criar novas práticas de gestão do território, com a implementação no terreno de faixas de baixa carga combustível em torno das povoações e, se não for possível manter essas faixas por outros processos, criar brigadas para a sua limpeza.

8.1.3 Redução dos estragos pós-fogo (Mitigação)

Para uma correcta mitigação dos efeitos do fogo deverá realizar-se após a sua ocorrência uma avaliação do potencial para o desastre e tomar as medidas adequadas para evitar tais desastres, o que inclui a reabilitação e a protecção da área afectada. Outra alternativa é a avaliação prévia dos impactes do fogo, com recurso a modelos e cenários; esta pode ser uma estratégia aconselhável pois permite planificar com antecedência as acções de mitigação a tomar após um fogo. Contudo esta estratégia de avaliação de impactes à priori não deve eliminar a avaliação no campo após o incêndio, pois podem ter ocorrido factores que não eram previsíveis nos cenários.

Para as acções de mitigação deverá ser necessário definir à priori: (1) intensidade e severidade do fogo, (2) topografia onde ocorreu o fogo, (3) tipo de floresta atingida, (4) risco de erosão dos solos atingidos, (5) rede hidrográfica afectada, (6) aquíferos – especialmente zonas de recarga – que podem ser afectados, (7) sistemas de abastecimento de água que podem ser afectados (ETAs, condutas, pontos de captação, etc.) pois tudo isso condiciona os impactos dos fogos e as estratégias de mitigação a adoptar. Para causar o mínimo de perturbações a um sistema já de si perturbado, após o fogo o tipo de intervenções deve ser limitado e bem planificado (cf. http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm).

As estratégias de mitigação que se apresentam neste subcapítulo, fortemente baseadas na experiência de numerosos autores e estudos realizados em diferentes condições de fogos, estão divididas por dois sectores:

- solos;
- águas.

pois estes dois aspectos são os que representam os maiores impactes dos fogos sobre o ciclo hidrológico quer na sua componente quantitativa, quer na sua componente qualitativa.

8.1.3.1 Solos

Os fogos aumentam o potencial para a erosão, os fluxos de detritos, os deslizamentos de terras e as inundações, devido ao “entupimento” dos canais fluviais pelo excesso de carga sólida transportada. A degradação dos solos após um fogo variará com o tipo de solo, o seu declive e a intensidade do fogo. A erosão do solo tem impactos não apenas ao nível da perda de solo (dificultando a regeneração do coberto vegetal) mas também ao nível da qualidade das águas, pelo que evitar a erosão/degradação do solo é uma importante estratégia mitigadora para a preservação (ou minimização da degradação) da qualidade e da quantidade da água no ecossistema e abastecimentos humanos. A gestão dos fogos florestais (**fase de prevenção**), que inclui a redução de materiais combustíveis e os fogos controlados, é vital para reduzir a intensidade dos fogos e o seu impacto sobre os solos (e água), tal como se refere em (http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm). Os primeiros meses após um fogo são meses de alto risco para a erosão do solo e as estratégias de controlo de erosão deve estabelecer-se nas primeiras semanas pós-fogo, ou mesmo antes, por meio de cenários (cf. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/abstract/112584936/ABSTRACT?CRETRY=1&SRET RY=0>). As medidas mitigadoras para reduzir os impactos negativos sobre os solos incluem:

1. **Avaliação do risco de erosão e de aumento do escoamento superficial** – faz-se por meio de cartas de risco de erosão de solos, modelos de erosão, modelos de escoamento superficial considerando removida a cobertura vegetal, observações de campo, etc. O objectivo é o de delinear estratégias de combate à erosão e ao incremento do escoamento superficial. O USGS desenvolveu **Redes de Recolha de Dados** (*Rapid-Deployment Data-Collection Network*) para obter informação crítica para lançar avisos relativos a cheias e fluxos de detritos após os fogos, e para planear as acções de mitigação e reabilitação das áreas ardidas (cf. <http://pubs.usgs.gov/fs/2006/3015/2006-3015.pdf>).
2. **Avaliação do risco de cheias e de desmoronamentos, deslizamentos de terras e movimentação de detritos que eventualmente despoletem cheias** – faz-se através de cartas de risco de desmoronamento, deslizamento, movimentos de detritos e avalanches de rochas, cartas de risco de cheia por aumento do escoamento e aporte de sedimentos aos canais fluviais, modelos de regimes de cheias capazes de modelar condições de cheia devidas ao anormal aporte de

sedimentos e incremento do escoamento superficial ao longo das áreas ardidadas, observações de campo, etc.. O objectivo é delinear estratégias de prevenção dos danos associados a estes desastres e lançar avisos críticos para medidas de evacuação das populações.

3. **Cobertura dos solos** – estas técnicas têm, no geral, bons resultados tanto na redução da erosão dos solos como do escoamento superficial, realizando a dupla função de luta contra a erosão e redução dos impactos dos fogos sobre os recursos hídricos. De acordo com o trabalho de Coelho (2007) estas técnicas têm efeitos algo diferentes consoante o tipo de cobertura utilizada, sua densidade, e o tipo de floresta em que é aplicada. Deste modo será necessário, após avaliar o risco de erosão, considerar: (1) tipo de floresta envolvida, (2) tipo de cobertura mais eficiente para essa floresta em termos de redução do risco de erosão e da redução do escoamento superficial, (3) densidade da cobertura, (4) zonamento desta densidade, dado que áreas diferentes terão riscos de erosão/incremento de escoamento superficial distintos e exigirão densidades diferentes de cobertura, (5) avaliar a possível necessidade de outros tipos de intervenções e estruturas para reduzir a erosão e o escoamento superficial. A cobertura de solos pode ser realizada manualmente ou por via aérea (neste último caso em zonas de difícil acessibilidade ou que abranjam grandes áreas) com diversos tipos de materiais; a palha é um dos mais eficientes materiais de cobertura do solo, quer em formato seco (*mulching*), quer em formato húmido (*hidromulching*). Os materiais de cobertura dos solos podem ser por vezes fornecidos com sementes associadas, em especial no caso do *hidromulching*, em especial se for necessário realizar campanhas de sementeiras de emergência antes da eclosão das primeiras tempestades pós-fogo (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_qtr042_4.pdf; http://www.phoenix-efi.org/uploads/EUFIRELAB_D04-08_traducao.pdf; http://www.fs.fed.us/r5/tbmu/documents/angora-fire/Angora_MultiAgency_Rest_Plan.pdf, etc.) Porém, além da palha, materiais como a juta, cascas e resíduos das árvores após o fogo e após o corte das árvores mortas, agulhas de pinheiro e diversos outros materiais podem ser utilizados na cobertura do solo, para minorar os efeitos da erosão, a sua intensidade e promover a infiltração das águas para os solos (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_qtr042_4.pdf).
4. **Sementeiras** – um dos primeiros processos de intervenção nas áreas ardidadas, e muito difundido. Têm como objectivo a criação rápida de um coberto vegetal que fixe o solo, controle o escoamento superficial e reduza a erosão; o seu efeito é variável ao longo do tempo e dependente das condições que ocorrem durante e logo após a sua realização. A classificação do seu sucesso é bastante variável, havendo estudos que apontam para uma eficácia moderada a reduzida na redução do escoamento superficial e da erosão enquanto noutras situações estas práticas se revelam de enorme eficiência; na prática a eficiência depende muito das intensidades das chuvas após a sementeira, do tempo decorrido entre a germinação e desenvolvimento das sementes e as chuvas com forte poder erosivo, assim como do declive dos terrenos e espessura dos solos, entre outros

factores locais. Ou seja, o seu sucesso depende de factores climáticos mais ou menos aleatórios, topográficos, tipo de sementes usadas, técnicas de sementeira, etc. As sementeiras podem ser por via manual ou via aérea, sobre o solo desnudo ou associadas a acções de cobertura do solo (*mulching*); também se podem associar à aplicação de fertilizantes ou, pelo contrário, na sua ausência. Há uma grande discussão sobre a importância destas sementeiras com plantas nativas ou não nativas e o impacto que estas sementeiras podem provocar na recuperação ou modificação dos ecossistemas nativos, nomeadamente prados e florestas (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf; http://www.phoenix.efi.org/uploads/EUFIRELAB_D04-08_traducao.pdf; http://www.fs.fed.us/r5/tbmu/documents/angora-fire/Angora_MultiAgency_Rest_Plan.pdf; http://www.sdfm.org/docs/Beyers_PostfireSeedingNativePlants_ConsBiol_aug04.pdf; http://www.vdem.state.va.us/library/plans/mitigateplans/WestPiedmont/11ApendixD_final.pdf; http://www.wildfirelessons.net/documents/Scratchline_Issue15_1.pdf) entre outros.

5. **Lavra segundo linhas perpendiculares ao declive** – nas zonas de declive significativo, para minorar o escoamento superficial (e assim limitar a erosão do solo (mais a carga sólida e poluentes que são arrastados com o solo até às linhas de água) poderá ser conveniente fazer lavras segundo a perpendicular às linhas de maior declive, para quebrar a camada impermeável hidrofóbica que se forma à superfície do solo após o fogo, e para criar microrelevo que favoreça a infiltração em vez do escoamento superficial. Uma outra técnica é a de modelar o terreno em pequenos terraços (técnica frequente na fase de reflorestação) que pode ser uma vantagem adicional caso se opte pela reflorestação para recuperar o ecossistema. Dado contudo que os solos têm respostas diferentes, deverá usar-se um sistema de monitorização para verificar da eficácia destas medidas na real redução da erosão do solo e na promoção da infiltração das águas/redução do escoamento superficial. Para as áreas de maior declive, o terraceamento é possivelmente a melhor técnica. Tem de se estabelecer com exactidão em que solos e a partir de que declives se deve intervir, e quando é mais aconselhável a intervenção por lavra na direcção perpendicular ao maior declive ou a intervenção por terraceamento³⁴. Também terá de se compreender se o microrelevo que fica após o fogo (restos de vegetação, raízes, troncos, etc.) é suficientemente eficaz, para as *condições locais*, para prevenir a erosão; ou seja, é necessário um acompanhamento logo após o fogo para definir quais as estratégias de retenção do solo mais apropriadas. Estas técnicas de modelação do terreno – por lavra e/ou terraceamento – promovem também a infiltração das águas para os solos (e eventualmente para os aquíferos) reduzindo os impactos quantitativos sobre o ciclo hidrológico; esta água infiltrada também transportará nutrientes para o solo, auxiliando à recuperação natural da vegetação. Há contudo o problema de saber se esta infiltração não poderá tornar-se um risco de poluição para as águas

³⁴ Na prática será necessário criar tabelas de solos/intervalos de declives para cada prática, o que implica primeiro estudos prévios de intervenções similares, com adequada monitorização a curto, médio e longo prazo, para a definição da eficácia de cada prática para as diferentes condições de solos e declives de terreno.

subterrâneas; ou seja, o que acontece aos elementos maiores, aos elementos metálicos (mercúrio, etc.) e aos HAPs, se se facilitarem as condições de infiltração? A redução do escoamento/erosão limita o **risco de inundação a jusante**, assim como a **poluição das águas superficiais** e a **eutroficação** (cf. <http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>) de rios e lagos a jusante. Este risco de eutroficação deve-se ao aporte excessivo de nutrientes; um outro problema associado relaciona-se com a carga de sedimentos e os teores de Carbono Orgânico Dissolvido nestas águas quando chegam às ETAs.

6. **Outras medidas de prevenção e/ou redução da erosão** – destinadas a reduzir a perda de solo ao longo dos declives e, numa segunda frente, reter sedimentos antes destes entrem no meio hídrico superficial. Estas medidas podem incluir (cf. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/abstract/112584936/ABSTRACT?CRETRY=1&SRETRY=0>; http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf): (1) barreiras anti-erosão com toros de madeira; (2) barreiras anti-erosão com toros e resíduos de solo ou vegetação; (3) barreiras com rolos de erva (cf. http://www.pr.state.az.us/partnerships/trails/trails_wrap_up/Trails_2007_04_ArizonaWildfires.ppt); (4) barreiras temporárias de retenção de siltes e materiais finos; (5) geotêxteis (apenas nas zonas de solos particularmente instáveis e de muito alto risco de erosão, e onde outras estratégias de controlo de erosão não sejam eficazes); (6) sacos de areia ou terra, usados em áreas declivosas e em pequenos canais de escoamento para controlar o fluxo de escoamento e/ou reter sedimentos, podendo ser providenciados com sementes para acelerar o processo de revegetação da região; (7) faixas de vegetação herbácea para servirem de filtro aos sedimentos antes de entrarem nos canais de escoamento superficial. Para definir onde correctamente estas estruturas se devem colocar (assim como para a definição de outras medidas ou para a previsão dos impactos do fogo na erosão) é necessário ter (cf. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/abstract/112584936/ABSTRACT?CRETRY=1&SRETRY=0>)³⁵: (a) mapas de risco de erosão, (b) modelos de erosão do solo, (c) a definição de zonas críticas de erosão a partir dos dois anteriores, (d) uma análise das zonas de declive elevado de alto risco em termos do impacto potencial sobre os cursos de água principais, (e) o valor do recurso solo a ser protegido, (f) a disponibilidade de materiais para fazer este tipo de barreiras, (g) a facilidade de acessos à zona ardida. As faixas de vegetação ripícola deverão ser objecto de protecção especial durante a fase de combate ao fogo, de modo a que possam servir de barreira à entrada dos sedimentos nos cursos de água no período crítico pós-fogo.
7. **Estruturas de retenção nas linhas de água** – muito utilizadas nos EUA, especialmente em áreas onde existam agregados populacionais a jusante, para evitar o problema das cheias (especialmente das “fast floods”) e erosão associada a estes eventos. Estas estruturas incluem pequenas barragens de enrocamento, de rolos de palha, de troncos de madeira ou de resíduos, a derrube de árvores de

³⁵ Segundo experiência francesa nas zonas de floresta mediterrânica.

maior porte nas linhas de água em zonas onde antes do fogo estas existiam já caídas, em conjunto com outras medidas como o reforço anti-erosivo das margens e a limpeza dos canais fluviais, entre outras (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf). A água retida em algumas destas estruturas pode ser reencaminhada para a injeção/recarga de águas subterrâneas na zona ardida, embora não sejam conhecidos ainda os impactos sobre a qualidade das águas subterrâneas que tal acção pudesse acarretar.

8. **Recolha de lenha queimada** – é um processo de limpeza do terreno, destinado a minorar os problemas de arraste de material de médias dimensões no caso da ocorrência de “flash floods”, podendo a lenha recolhida ser utilizada em pequenas estruturas para recolha de sedimentos e redução da erosão ou atribuída ao uso para as populações atingidas pelo fogo. A recolha de lenha pode ter efeitos nefastos, ao remover o microrelevo criado pelo material ardido que resta no solo, e ao promover a erosão dos solos devido aos trilhos abertos no solo degradado para o acesso à lenha por parte das maquinarias de abate e transporte. Uma discussão desta metodologia de intervenção pós-fogo encontra-se em (cf. http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm).
9. **Protecção das áreas de regeneração natural** – este tipo de intervenção é discutido em (cf. http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm). Esta protecção deverá ser especialmente cuidada nos primeiros anos, até as árvores atingirem um tamanho que lhes dê uma protecção mínima. Pode ser necessário reduzir o pastoreio dessas áreas nos primeiros anos e posteriormente promover o pastoreio como forma de controlar o sub-bosque e o estrato de arbustivas, de modo a evitar a propagação da carga combustível, incrementando o risco de novo fogo. Tais acções têm de ser cuidadosamente planeadas no tempo, em função da evolução da floresta, e ser muito bem coordenadas com as populações envolvidas, levando-as sempre a tomar parte nas decisões ou este mecanismo de mitigação não funcionará. Poderá pensar-se em sistemas de compensação aos pequenos proprietários (e.g. arrendamento das parcelas ou compra) para as limitações de actividade decorrentes deste sistema de protecção.
10. **Reflorestação** – é uma das formas de recuperar mais rapidamente o ecossistema ajudando a minimizar os impactos do escoamento superficial e eventual mobilização de poluentes para as águas da rede hidrográfica, lagos e charcas. A reflorestação pode considerar-se segundo três vertentes divergentes: (1) reflorestação com floresta autóctone, (2) reflorestação com floresta comercial de crescimento rápido (pinheiro e eucalipto), (3) recuperação natural da floresta. A velocidade de restabelecimento da floresta depende da zona geográfica, seu clima (para as mesmas espécies, e pensando só nas de crescimento rápido, nalguns locais estas demoram 3 a 5 anos a recuperar, noutras zonas demoram mais tempo), da severidade do fogo e das práticas de reflorestação utilizadas. A questão da fertilização nas práticas de reflorestação deve ser também avaliada pois por vezes a sua aplicação causa mais impactos negativos nas águas do que o próprio fogo (cf. <http://www.springerlink.com/content/p267288gm4750558/full>

text.pdf). As questões mais importantes a definir num plano de actuação de reflorestação são:

- a) Que tipo de floresta queremos ter – quer-se ter uma floresta nativa ou uma floresta comercial (pinhal/eucaliptal)? Quer-se uma recuperação rápida, logo com replantação, ou é possível esperar por uma recuperação natural? A definição destas opções tem de contemplar:
 - i. **Preservação de valores ecológicos** – de especial importância em áreas protegidas.
 - ii. **Questões económicas** – as populações (pequenos proprietários, comunidades agrícolas) estarão dispostas a uma recuperação da floresta que só dê dividendos cerca de 30 a 50 anos mais tarde ou preferem algo de rendimento rápido (e.g. pinhais) mas mais sujeito a fogos? Qual a resposta das empresas de silvicultura a esta questão: vão replantar floresta comercial ou viram-se para outras estratégias? É necessário compreender os objectivos económicos de cada parte afectada e definir formas de lidar com as perdas económicas e/ou outras, em função do tipo de floresta que for recolocada na região.
 - iii. **Condições edafoclimáticas** – determinam o tipo de floresta mais adequado para a região. Nas zonas mediterrânicas as florestas naturais estão bem adaptadas aos ciclos naturais dos fogos (*cf.* http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm); porém em zonas de floresta mais fria (atlântica, atlântico boreal dominada por castanheiros, faias, carvalhais e outras árvores menos resistentes ao fogo) a promoção de uma floresta de tipo mediterrânico (rica em resinosas) pode ser um factor para o aumento de novos fogos e mais frequentes.
- b) Reflorestação revertendo à antiga floresta nativa³⁶ ou por oposição recorrendo a espécies de crescimento rápido – a reversão à floresta nativa pode ser ecologicamente a mais adequada e uma forma de reduzir a frequência do ciclo de fogos (caso esta não seja propensa ao fogo). Pode ser menos atractiva do ponto de vista económico (pelo menos de curto prazo) para os proprietários. Poderá ter mais hipótese de implementação em áreas florestadas do domínio público e certas regiões dentro de áreas protegidas.
- c) Se se escolher a reflorestação com a floresta nativa – Especialmente adequada para áreas protegidas (sítios, reservas, parques naturais, parques

³⁶ A floresta que ardeu pode não ter sido a nativa, dado em certo período passado haver sido substituída por floresta comercial de pinhal/eucaliptal; mas pode existir interesse em reverter a área

nacionais). Tal estratégia de acção exige que se defina à priori:

- i. **Qual era a floresta nativa original** – nalgumas zonas serão florestas de folha caduca (castanheiros, carvalhais, etc.) mas noutras poderão ser pinhais.
 - ii. **Zona climática** – para prever quanto tempo demorará a floresta a recuperar e quais os tipos de associações florestais naturalmente mais adequadas para essa zona climática, isto é que tenham evoluído nessas condições climáticas.
 - iii. **Questões económicas** – será economicamente viável, em especial para as populações, a passagem à floresta nativa? Terá de haver incentivos financeiros em especial para os pequenos proprietários (e.g. compra de terrenos, arrendamentos aos pequenos proprietários, ou incentivos/subsídios) se a floresta em questão for de crescimento lento.
 - iv. **Que estratégias de reflorestação a usar** – existe um conjunto de estratégias de reflorestação que incluem o plantio manual, sementeira, plantio mecânico ou a sementeira aérea (cf. http://www.pr.state.az.us/partnership/trails/trails_wrap_up/Trails_2007_04_ArizonaWildfires.ppt). A opção por cada um destes sistemas depende do tipo, extensão e severidade do fogo, acessibilidade do terreno, condições de solo e declive do terreno, mão de obra e maquinaria disponível, questões económicas, a opinião e voluntarismo dos proprietários da floresta ardida (especialmente importante para o caso dos pequenos proprietários). É com frequência realizada uma estratégia de plantio escalonado de herbáceas, seguido de plantio de árvores com vista à redução dos efeitos erosivos e, deste modo reduzir as perdas de sementes e árvores plantadas; tem especial interesse em grandes áreas ardidas com severidade (cf. <http://www.sciencedirect.com/science?ob=ArticleURL&udi=B6T6X-4J2W0FS-2&2&user=2513107&rdoc=1&fmt=&orig=search&sortd&view=c&acct=C000057701&version=1&urlVersion=0&userid=2513107&md5=5ae31a39f94728a91ba18f20bb0b.3faf>).
- d) Se se escolher a reflorestação com espécies de crescimento rápido ou com vista ao aproveitamento económico da nova floresta – este tipo de reflorestamento não é aconselhável em áreas naturais protegidas, a menos que tais florestas sejam nativas dessas áreas. A sua introdução em áreas protegidas, em particular se incluir exóticas, pode modificar não apenas a comunidade florística da área intervencionada como das áreas vizinhas,

com os consequentes impactes nos ecossistemas associados. Pode contudo este tipo de reflorestação ser aplicadas a outras regiões, especialmente se já muito degradadas. O problema com as espécies exóticas de crescimento rápido é que podem promover novos fogos³⁷ (ex.: eucaliptais) ou tornarem-se uma praga que elimine toda a outra vegetação arbórea nativa da zona (ex.: acácias). Basicamente esta opção terá que ver com:

- i. **Questões económicas** – é necessário avaliar que dividendos e qual o tempo de retorno destes dividendos que pequenos proprietários e empresas pretendem obter da reflorestação e/ou que outros objectivos associados estão nas expectativas das populações face a esta acção, para se poder definir a forma mais correcta de reflorestar e com quais espécies. Por exemplo, estarão dispostas a esperar pouco tempo para a reconstituição da floresta ou têm uma visão de longo prazo e preferem optar por uma floresta de crescimento mais lento mas que ofereça outro tipo de produtos e talvez tenha maior resiliência ao fogo? O que esperam de facto (em especial os pequenos proprietários) obter da reflorestação? Para se escolher o tipo de reflorestação tem de se pensar por exemplo que uma floresta de castanheiros é capaz de levar 50 anos a ficar adulta mas os pinhais apenas 10 ou 20 anos, tudo dependendo da região geográfica e outras condicionantes climáticas e ecológicas; contudo os castanheiros, além da madeira dão frutos que podem ser valorizados e tendem a ter um tempo de vida muito mais longo (e consequente tempo de exploração) do que um pinheiro.
 - ii. **Quais as espécies mais adequadas para cada região** – deverá definir-se, mesmo para uma floresta comercial, quais as espécies mais adequadas para cada região, tendo em vista não só os ganhos económicos mas também a redução da susceptibilidade da floresta a arder com tanta frequência.
- e) Se se escolher a recuperação natural – isto é, deixar a natureza seguir o seu curso, então tem de se levar em consideração o tempo de recuperação, que variará conforme o tipo de floresta e a zona climática. Em certas áreas muito degradadas ou com condições climáticas desfavoráveis este sistema pode não dar bons resultados. Este sistema será mais adequado para florestas do domínio público ou certas zonas de baldio em áreas protegidas; a floresta possuída por empresas ou pelo pequeno proprietário pode não ser

³⁷ Vide a este respeito <http://idahodocs.cdmhost.com/cgi-bin/showfile.exe?CISOROOT=/p4012coll3&CISOPTR=278&filename=279.pdf#search=%22County%22>, pgs. 30 a 33.

a mais aconselhável para este tipo de estratégia. **Para áreas atingidas por fogos de grande intensidade e de grande extensão**, onde não sobrem áreas residuais de floresta para fornecer naturalmente sementes, a recuperação natural é difícil³⁸, devendo preferir-se a opção da reflorestação (cf. http://www.sciencedirect.com/science?ob=ArticleURL&_udi=B6T6X-4J2W0FS-2&_user=2513107&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_view=c&_acct=C000057701&_urlVersion=0&_userid=2513107&_md5=5ae31a39f94728a91ba18f20bb0b.3faf). Em princípio, a recuperação natural (exigindo o mínimo de intervenção na área) favorecerá a reinstalação da floresta nativa; porém, caso haja exóticas/infestantes na zona antes do fogo³⁹, será necessário realizar o seu controlo para que estas não ganhem vantagem sobre as espécies nativas e substituam a floresta natural por uma de exóticas/infestantes. Este problema tem importância variável para as diferentes zonas geográficas, donde é necessário:

- i. **Saber que floresta queremos que recupere.**
- ii. **Que infestantes/exóticas existiam/existem na região e podem vir a substituir a floresta que queremos que cresça por recuperação natural** – e definir estratégias para a sua erradicação, de preferência sem interferir com o resto dos processos de recuperação natural.
- iii. **Que tempo demorará esta recuperação.**
- iv. **Custos económicos/sociais para as populações e se estas estão dispostas a suportá-los** – em alternativa criar incentivos para que em especial os pequenos proprietários adiram ao projecto.

8.1.3.2 Águas

A mitigação dos impactos dos fogos sobre os recursos hídricos deverá contemplar as questões tanto da quantidade como da qualidade. Os efeitos dos fogos sobre a qualidade como sobre a quantidade são variáveis ao longo do tempo, pelo que é necessário, em qualquer definição de estratégia de mitigação, considerar também esta variabilidade temporal.

Ao nível da **quantidade**, a questão situa-se em torno do escoamento superficial, recarga e variação da água removida por parte das plantas à medida que se dá a recuperação do coberto vegetal. Estudos na Austrália (cf. <http://www.csiro.au/news/BushfireImpact.html>) demonstraram que inicialmente a perda de vegetação devida aos fogos leva a que a área ardida absorva menos água, e portanto um maior volume é derivado para o escoamento superficial, entrando nos rios; à medida que a floresta volta a renascer, as árvores jovens

³⁸ O risco de erosão de solo e degradação ambiental é incrementado, o que exige medidas de mitigação imediatas.

³⁹ O fogo pode ser um introdutor de infestantes (<http://pubs.usgs.gov/fs/2006/3015/2006-3015.pdf>).

consomem mais água, ocorrendo então reduções substanciais na água descarregada pela rede hídrica superficial ao longo das décadas seguintes. Ainda segundo este mesmo estudo os impactes a longo prazo nos volumes de água cedidos pela bacia hidrográfica dependem do tipo e condições da floresta ardida, da intensidade do fogo e do tipo, densidade e vigor da recuperação da floresta. O aumento do escoamento superficial logo após o fogo, além de contribuir para a erosão do solo (e para a conseqüente redução ou desaparecimento da zona vadosa⁴⁰), vai desviar água que deveria ir para a infiltração e para a recarga de aquíferos; ao mesmo tempo, e dependendo da severidade do fogo, cria-se uma camada hidrofóbica à superfície do solo que incrementa o escoamento e funciona como barreira à infiltração da água. Assim as principais acções de mitigação deverão incidir sobre os primeiros tempos após o fogo.

Ao nível da **qualidade**, elementos maiores, compostos orgânicos (e.g. HAPs; cf. Laranjeira e Leitão, 2008), além de diversos metais pesados (cf. <http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>), podem ser mobilizados pela ocorrência do fogo e entrarem no ciclo hidrológico, colocando problemas de poluição às águas superficiais, aquíferos e estações de tratamento de água para abastecimento (cf. <http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>). O mesmo trabalho de Laranjeira e Leitão (2008) mostra que os efeitos se atenuam ao longo do tempo, dependendo este intervalo de atenuação do tipo de contaminante, e muito possivelmente do tipo de solo, já sem contar com os padrões de escoamento superficial que existam na área antes do fogo e/ou se estabeleçam após o fogo. De igual modo cada tipo de vegetação tem cargas poluentes distintas (Lopes, 2007), que podem ser diferencialmente mobilizadas em função da severidade e intensidade do fogo. Assim sendo, quaisquer medidas de mitigação deverão considerar todos estes aspectos. Seguidamente apresentam-se algumas estratégias de mitigação mais importantes:

1. **Caracterização do tipo de coberto vegetal ardido** – dado que diferentes tipos de coberto vegetal originam cinzas com diferentes tipos de carga poluente, será necessário ter uma caracterização do tipo de coberto vegetal anterior ao fogo para se estabelecerem eventuais estratégias específicas para combater poluentes específicos. Esta caracterização pode ser feita por métodos geoestatísticos (Rui Tujeira *et al.*, 2007), detecção remota ou outro tipo de ferramentas disponíveis.
2. **Estruturas de intercepção em pequena escala** – como exemplos destas estruturas podem citar-se: regueiras, faixas de herbáceas interceptoras, ou outras pequenas estruturas utilizadas para controlar e reduzir o escoamento superficial. Estas estruturas servirão quer para reduzir o escoamento e eventualmente promover a infiltração (actuando como **medida mitigadora sobre o factor quantidade**), quer para reter sedimentos e possíveis poluentes a eles associados (agindo como **medida mitigadora sobre a qualidade**, em especial dos recursos hídricos superficiais). Estas estruturas podem ser criadas pelas actividades de

⁴⁰ A zona vadosa é uma importante área de retenção da água e de filtração da mesma, logo uma barreira protectora importante contra a poluição dos aquíferos

lavra, terraceamento e outras indicadas no ponto sobre as acções de mitigação contra a erosão dos solos (e.g. pequenas barreiras de troncos individuais de árvores, rolos de palha ancorados nos solo, barreiras temporárias de retenção de siltes e finos, etc.). Diversas destas estruturas são descritas detalhadamente em Robichaud *et al.* (2000), assim como mais resumidamente no subcapítulo 8.4. do presente relatório (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf para mais informações sobre a matéria). A utilização destas estruturas de intercepção em pequena escala para potenciar a infiltração é analisada em maior detalhe na alínea 13, abaixo. Não está ainda suficientemente estudado se, ao promover a infiltração, não se estará a abrir caminho para alguns destes poluentes atingirem mais facilmente os aquíferos; tal questão convinha ser devidamente investigada.

3. **Cobertura de solos** – ao usar as técnicas de cobertura de solos com material de resíduos de vegetação (carumas, etc.) para reduzir o escoamento superficial e a erosão do solo, está a actuar-se na redução do escoamento, com a eventual promoção da infiltração das águas das chuvas para os solos das áreas aridas. Ao nível da qualidade das águas superficiais, esta técnica é usada para reduzir a erosão, o que tem como efeito colateral a redução da carga sólida que chega aos rios (incluindo não só sedimentos mas os resíduos sólidos dos fogos) e dos compostos dissolvidos resultantes dos fogos (e.g. C, nitratos e outros nutrientes), pelo que poderá ser uma medida de mitigação dos problemas de qualidade da água. Poderiam evitar-se assim os problemas nas estações de tratamento pelo excesso de C ou de carga sólida das águas que até elas cheguem, e pelo menos minorar os problemas de eutroficação dos cursos de água, referidos na literatura (<http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>). As técnicas de cobertura do solo são medidas no geral eficazes para a redução da erosão (dependente contudo do tipo de cobertura usada, das características do terreno – em especial o seu declive – e do regime de chuvas que se segue ao fogo) e têm potencial para actuar também sobre a qualidade das águas. Dada a maior complexidade dos factores envolvidos na qualidade das águas – entre estes o maior número de parâmetros envolvidos – embora as observações acima referidas aquando da discussão desta técnica para a mitigação da erosão dos solos possam ser adoptadas é vital, para o caso do controle da qualidade, realizar experimentação de campo, a escalas temporais e espaciais variáveis⁴¹, com vista a determinar a eficácia real de cada tipo de cobertura do solo (incluindo tipo de material usado, densidade, etc.) para os diferentes contaminantes da água associados aos fogos.
4. **Quebra da camada hidrofóbica superior do solo** – esta camada tende a formar-se sempre que os fogos atingem uma alta severidade, estando no geral

⁴¹ Visto que a recuperação dos sistemas afectados pelos fogos depende das escalas de observação especial e temporal.

associados a solos de granulometria grosseira, e por vezes a cobertos vegetais específicos. Na verdade esta camada hidrofóbica pode existir nos solos (e.g. em eucaliptais) antes do fogo; neste último caso o fogo pode agir como um mecanismo destruidor desta camada hidrofóbica, pelo menos aos níveis mais superficiais. A camada hidrofóbica impede a entrada de água no solo (diminuindo a quantidade de água disponível para a recarga dos aquíferos), aumentando por consequência o escoamento superficial. A destruição da camada hidrofóbica é assim uma acção de mitigação importante para repor em circulação os volumes de água anteriores ao fogo, na área afectada. Segundo Pereira (2007) existem pelo menos três técnicas para a destruição desta camada hidrofóbica: (1) adição de matéria orgânica (o que pode ser aliás conseguido pela própria cobertura do solo – estratégia de combate à erosão – com materiais de origem vegetal, (2) lavra dos terrenos, (3) plantio imediato de floresta (ou pelo menos uma cobertura inicial de herbáceas). Para uma eficaz destruição da camada hidrofóbica, que no geral, após um fogo, tende sempre a ser de mediana a reduzida duração, é necessário conhecer quais as técnicas que funcionam melhor para cada tipo de solos, floresta e declives envolvidos; isto exige estudos que envolvam a aplicação destas diversas técnicas, para diferentes condições de terreno, características dos fogos e coberto vegetal ardido, e a consequente monitorização ao longo do tempo dos seus resultados para avaliar da sua eficácia. É admissível que estas técnicas se possam sobrepor no tempo pelo que será importante definir tempos de máxima eficácia para a aplicação de cada uma após o fogo.

5. **Barreiras de vegetação ripícola para protecção das águas dos rios** – são necessárias como forma de retenção quer dos sedimentos, quer da carga sólida em suspensão das águas de escorrência das zonas aridas. Quando estas águas de escorrência alcançam o fundo dos vales, estas faixas de vegetação funcionam como filtros, reduzindo a carga sólida que atinge os rios e, em consequência, a turbidez das águas, melhorando a sua qualidade em termos de (1) funcionalidade para os ecossistemas e (2) qualidade para o consumo humano. Estas barreiras são igualmente eficazes na redução da poluição térmica associada aos fogos; tal poluição térmica pode ser um factor propiciador da eclosão de eventos de eutrofização, caso outras condições ambientais sejam favoráveis (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf). Estas barreiras de vegetação podem ser plantadas logo após os fogos ou, o que é mais aconselhável, serem objecto de especial defesa, durante a própria fase de combate ao fogo; se forem protegidas durante o combate ao fogo, os primeiros episódios de escoamento e erosão das áreas aridas encontram estas barreiras já instaladas, e funcionais, prontas a funcionar no seu máximo potencial, ao invés do que sucede com

barreiras colocadas pós-fogo.

6. **Filtragem por areias** – no Colorado esta técnica é usada para pré-tratar as águas superficiais contaminadas por fogos antes destas entrarem nas ETAs, para evitar a formação de THM aquando do seu tratamento por cloragem. Este é um problema que se levanta com especial acuidade quando as águas chegam contaminadas com excesso de C. A contaminação pode também incluir elevadas concentrações de mercúrio, nitratos, amónia, azoto e fósforo como é referido em (<http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>). À partida esta situação não será necessária para as captações por águas subterrâneas, mas aconselha-se a monitorização com um calendário adequado – que entre em conta com o tempo de chegada das águas de recarga das áreas ardidadas ao aquífero – para que se possa verificar se estes contaminantes entram realmente no(s) aquífero(s) e os tempos não só de entrada mas também de residência. Só com este conhecimento se poderá delinear estratégias de mitigação relativas a estes contaminantes nas águas subterrâneas originados por via dos fogos.
7. **Desvios de águas superficiais** – técnica usada também no Colorado sempre que a qualidade das águas impeça a sua filtragem por areias; os desvios podem também realizar-se em situações de súbito aumento de caudal (e.g. cheias repentinas) em que se verifique uma grande carga sólida do fluxo.
8. **Terraceamento dos terrenos** – é observado que os cursos de água em declives acentuados transportam muito mais nutrientes do que os situados em declives mais suaves, o que coloca um problema na qualidade das águas das linhas de água a jusante. O terraceamento pode ser assim uma estratégia, aplicável com especial interesse nas zonas de declives elevados, para reduzir o escoamento superficial e o transporte de nutrientes; isto não só reduz o escoamento e a erosão, como aumenta os volumes de infiltração e melhora a qualidade das águas superficiais. O terraceamento é também, com frequência, uma tarefa associada à reflorestação, donde pode integrar-se num plano de reflorestação para a zona ardidada, sem custos acrescidos para as intervenções de mitigação.
9. **Desviar o escoamento superficial para canais de águas subterrâneas** – estratégia utilizada no Colorado para reduzir ou bloquear a chegada de nutrientes às águas superficiais. Consiste no desvio das águas do escoamento superficial para canais de águas subterrâneas através de controlos hidrológicos (cf. <http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>). Para as águas superficiais parece ser a forma de mitigação mais economicamente eficaz mas não existem conhecimentos suficientes para clarificar os impactos que esta técnica tem sobre as águas subterrâneas; por exemplo, esta técnica pode eventualmente fazer chegar mais depressa os contaminantes aos aquíferos. Convém estudar os

impactos desta técnica sobre as águas subterrâneas e sobre diferentes tipos de aquíferos (provavelmente num aquífero cársico não seja de todo aconselhada mas num aquífero poroso a situação varie em função das suas características físicas e bioquímicas).

10. **Mitigação da poluição causada pelos fumos e cinzas** – embora uma questão do foro da poluição atmosférica, pode ser um problema capaz de afectar as águas superficiais (cf. <http://pubs.usgs.gov/fs/2006/3015/2006-3015.pdf>) ou até mesmo subterrâneas, a mais longo prazo, numa área alargada. Não há indícios na bibliografia de que este problema possa ser ultrapassado dada a forma como se dá a contaminação. A bibliografia também não refere estudos que relacionem este problema com a possibilidade de contaminação das águas subterrâneas das áreas afectadas.
11. **Mitigação da poluição causada pelos retardantes e outros produtos químicos usados no combate aos fogos** – a discussão na bibliografia em relação aos compostos químicos utilizados no combate aos fogos reflecte preocupações que vão da possibilidade do aumento dos teores de N e P nas águas para alguns tipos de retardantes, ou para a contaminação de cianetos por parte de outro tipo de retardantes e seus impactos na água para consumo humano (cf. http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V74-4GMGW6F-1&_user=2513107&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_view=c&_acct=C000057701&_version=1&_urlVersion=0&_userid=2513107&_md5=2241906dd89d45376d6cde0008fb4e87; http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rm_rs_gtr042_4.pdf). As indicações dos estudos parecem indicar que o aumento dos teores de N e P pode ocorrer nas águas de escorrência e nalguns casos provocar efeitos adversos nos ecossistemas aquáticos. O aumento dos teores de cianetos foi também registado nalguns casos mas parece estar mais associado à composição das próprias cinzas; a excepção ocorre quando os materiais de combate aos fogos são dispersados directamente sobre as linhas de água. A literatura não refere casos de aumentos de cianetos que possam ter ultrapassado os standards de qualidade das águas para os EUA mas refere que nalguns casos, quando os materiais de combate ao fogo caíram directamente sobre os cursos de água, houve impactos adversos na fauna. Assim, e embora seja em muitos casos de difícil concretização, uma das melhores estratégias de mitigação seria a de planear o lançamento destes produtos tendo em atenção a localização das linhas de água nas áreas onde o fogo está a decorrer, tomando em atenção as condições atmosféricas (especialmente direcções e intensidades dos ventos; o que pode ser especialmente complexo que os fogos atingem dimensões suficientes para criarem os seus próprios micro-sistemas atmosféricos), para

evitar sempre que possível a contaminação das linhas de água.

12. **Descontaminação de redes de abastecimento** – nos casos em que as redes de abastecimento ou os pontos de abastecimento e tratamento de águas tenham sido afectados por contaminações bacterianas ou por águas eutrofisadas/com explosões de algas, deverá proceder-se à sua descontaminação e ao mesmo tempo lançar avisos às populações afectadas por essas redes de abastecimento afectadas (cf. <http://www.sdcountyrecovery.com/bwa.html>).
13. **Criação de estruturas promotoras da infiltração** – esta medida de mitigação pretende atacar o problema da potencial redução da infiltração após os fogos e o consequente aumento do escoamento superficial. Estes dois factores tendem a levar à redução, mesmo que temporária, no armazenamento da água no solo (vital para a recuperação da vegetação) e recarga de aquíferos. Considerando que, aquando da recuperação da vegetação, se dá um aumento do consumo das águas nos solos e consequente redução no caudal dos rios, mas que antes desta recuperação existe água em excesso canalizada para o escoamento superficial, até porque não é usada pela então inexistente vegetação, poderia aproveitar-se este excesso de água para, desviando-a do escoamento superficial, a conduzir para a infiltração; obtinham-se assim reservas que poderiam vir a ser importantes para a recuperação vegetal (eventualmente evitando reduções acentuadas no caudal dos rios, o que pode ser um aspecto importante em zonas de tendência semi-árida) e o reequilíbrio do funcionamento hidrológico da região. Estas acções deverão ser efectuadas nos primeiros tempos pós-fogo e podem ser combinados com as acções de escarificação/quebra das camadas hidrofóbicas do solo (caso estas se hajam formado) e criação de estruturas de retenção de pequena escala que sejam instaladas para controlar a erosão dos terrenos. De referir que a perda da capacidade de infiltração do solo não está apenas dependente da criação de camadas hidrofóbicas mas da perda das camadas protectoras do solo da floresta, as quais interferem na capacidade de infiltração do solo (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf). Técnicas de cobertura de solos como o “**mulching**” podem de algum modo simular essa camada de manta morta perdida pelo fogo e melhorar as condições de infiltração. As **técnicas de escarificação**, ao quebrar as barreiras hidrofóbicas e criarem zonas favoráveis de infiltração nos solos são outra estratégia de mitigação a considerar; tendem porém a ser não adequadas em zonas declivosas, solos esqueléticos, solos finos, etc. (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf). As **estruturas de retenção parcial de sedimentos e redução da velocidade das águas de escoamento** como os terraços segundo as linhas topográficas, as barreiras de troncos, e as estruturas de captação de sedimentos de microbacias, podem também ser usadas para reter

as águas e promover a sua infiltração a montante; para incrementar a infiltração para o meio subterrâneo poderá ser necessária a criação de estruturas específicas de infiltração (e.g. trincheiras escavadas no solo com filtros, furos de infiltração com filtros à boca). Para estas estruturas funcionarem adequadamente ao longo do tempo é necessária a limpeza periódica dos sedimentos acumulados após os principais eventos de escoamento e erosão.

14. **Captação das águas de escorrência e injeção no meio hídrico subterrâneo** – estas medidas de mitigação continuam o mesmo tipo de actuação das da alínea anterior mas recorrendo a estruturas de retenção das águas ao longo dos declives (como por exemplo por estruturas de recolha de escoamento em microbacias⁴²) e canalizar estas águas para sistemas de injeção (após filtragem) para o meio hídrico subterrâneo. Poderá também ser possível utilizar as águas em excesso – e retidas em estruturas de retenção para controlo de cheias construídas nas próprias linhas de água – para as injectar em pontos de infiltração/recarga dos aquíferos; neste caso deve assegurar-se à priori que a entrada desta água no sistema sub-superficial não origine condições propícias a deslizamentos de terra. Esta água injectada deve ser sujeita a alguma forma de tratamento básico, antes da sua entrada no meio hídrico subterrâneo.

8.1.4 Avaliação da eficácia das medidas de prevenção ante-fogo e mitigação pós-fogo (Monitorização)

Para identificar e implementar as técnicas de mitigação e prevenção mais eficientes é necessário um extensivo trabalho de monitorização dos resultados destas diversas técnicas. Como os resultados das técnicas de mitigação dependem de um conjunto de **características específicas do local ardido e do fogo que o afectou**, qualquer plano de monitorização deverá ter em consideração estas características, das quais as mais importantes são:

1. **Topografia** – em particular o declive dos terrenos afectados pelos fogos; controla a intensidade dos processos erosivos assim como a eficácia de alguns dos processos de controlo da erosão e de protecção às linhas de água.
2. **Tipo de solo e rocha mãe** – de especial importância na criação de camadas hidrofóbicas, na tendência à mobilização pelas acções erosivas e no controlo que possam exercer sobre a infiltração versus escoamento superficial nos primeiros tempos pós-fogo. O tipo de solo condiciona a formação das camadas hidrofóbicas (e portanto a quantidade de escoamento superficial e de erosão da região), sendo mais comum o desenvolvimento destas camadas em solos arenosos grosseiros, como os derivados de rochas graníticas (cf. <http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs>

⁴² Estruturas que por vezes são usadas em certos sistemas de reflorestação, para aumentar o sucesso do plantio.

[gtr042_4.pdf; ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/CA/programs/EWP/2007/SQI/SHydrophobic_soils.pdf](ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/CA/programs/EWP/2007/SQI/SHydrophobic_soils.pdf)). O tipo de solos também condiciona a eficácia de diversas medidas de mitigação, em particular no que respeita ao controlo da erosão (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf).

3. **Grau de severidade do fogo** – o grau de severidade do fogo afecta as taxas de erosão dos solos, sendo a erosão e a perda de solo mais acentuada quanto maior o grau de severidade do fogo; resposta similar é verificada para os picos de escoamento, a perda de nutrientes de solo, etc. (McNabb e Swanson, 1990, cf. http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm). Se as camadas orgânicas do solo forem consumidas, a infiltração e as capacidades de armazenamento dos solos são reduzidas; isto altera os regimes hídricos de escoamento/infiltração e o potencial erosivo, afecta a capacidade de regeneração do coberto vegetal e também a eficiência de diferentes medidas de mitigação. O grau de severidade do fogo é também um importante factor na formação das camadas hidrofóbicas do solo e suas propriedades, complicando ainda mais as questões do escoamento, erosão e infiltração das águas. A severidade do fogo também influencia a composição das cinzas (e da sua potencial carga poluente para as águas) assim como o grau de destruição do coberto vegetal, o que se relaciona directamente com a dificuldade de regeneração posterior e consequentes problemas ligados à mais lenta recuperação das comunidades vegetais e funcionamento normal do ecossistema.
4. **Dimensão da área afectada** – este factor controla a quantidade de sedimentos disponíveis para serem mobilizados, a dimensão das áreas passíveis de erosão, incluindo grandes movimentos de massa (em áreas pequenas os movimentos de massa tendem a não ocorrer ou ocorrem em pequena escala). A dimensão da área afectada coloca também diversos problemas ao tipo de acções de mitigação que poderão ser utilizados na sua recuperação, tanto em termos de técnicas de recuperação como de logística de aplicação destas mesmas técnicas. No caso de grandes áreas afectadas não é possível permitir apenas a regeneração natural, dado que as plantas sobreviventes serão em número demasiado restrito e estarão demasiado dispersas para funcionarem como eficazes propagadores de sementes e/ou rizomas das plantas recolonizadoras capazes de recuperar rapidamente a região ardida e a funcionalidade dos seus ecossistema (cf. http://www.science-direct.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6T6X-4J2W0FS-2&2&_user=2513107&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_view=c&_acct=C000057701&_version=1&_urlVersion=0&_userid=2513107&md5=5ae31a39f94728a91ba18f20bb0b3faf). Há também um efeito de escala associado à dimensão das áreas ardidas, com os impactos devidos ao fogo a adquirirem uma maior amplitude quanto maior a área

afectada. Este efeito de escala deve ser considerado na planificação de qualquer estudo de monitorização das acções de mitigação dos fogos.

5. **Condições climáticas** – têm um forte controlo não apenas sobre os efeitos imediatos do fogo (e.g. o teor de humidade do solo, quantidades de resíduos no e sobre o solo) mas também sobre a quantidade de material consumido ao nível do solo por parte do fogo. Possui ainda o potencial para alterar a parte mineral do solo (Reinhardt *et al.*, 1991, *cf.* http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm), e logo afectar diversas consequências devidas a estas alterações. Deste modo tem também um forte controlo sobre o sucesso de várias práticas de mitigação de que se destaca com particular importância a ocorrência de chuvas e sua intensidade. Com efeito a ocorrência e intensidade das chuvas após as medidas de mitigação baseadas em coberturas do solo, sementeira e plantios determina em larga medida o seu sucesso ou insucesso, ao passo que a intensidade dos ventos pode anular a acção da cobertura dos solos e portanto anular o seu sucesso em termos de mitigação dos impactes dos fogos (*cf.* http://www.fs.fed.us/rm/pubs/mrs_gtr042_4.pdf)
6. **Tipo de floresta ardida** – este factor controla o tipo de cinzas produzido, em especial se conjugado com a intensidade e severidade do fogo, e portanto os poluentes que podem ser emitidos tanto para o ar como para as cinzas e o solo, ou seja, os poluentes que ficam disponíveis para atingir os recursos hídricos. O tipo de floresta ardida tem também um importante papel na formação das camadas hidrofóbicas do solo; sabe-se por exemplo que as zonas de chaparral da Califórnia (um tipo de vegetação com características semelhantes a alguns tipos de vegetação da bacia mediterrânica) são, devido ao tipo de materiais resinosos e voláteis presentes, áreas onde o desenvolvimento de camadas hidrofóbicas é especialmente significativo, (*cf.* http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm; <http://www.fs.fed.us/psw/publications/4403/Management.pdf>) embora não se deva esquecer que outros factores estão também em jogo na sua formação. O tipo de floresta ardida controla também o tempo de recuperação do ecossistema, havendo florestas mais resilientes ao fogo e/ou de recuperação mais rápida do que outras. Mais uma vez este aspecto está também concatenado com factores como o clima, a intensidade e severidade do fogo, a extensão da área ardida e os núcleos de vegetação não ardida que podem funcionar com propagadores de sementes para a nova floresta. Estes aspectos relacionam-se directamente com a recuperação do funcionamento ecológico dos ecossistemas atingidos pelo fogo e que, em última análise, controlam também a qualidade e quantidade de água disponível para o consumo humano. Deste modo todo e qualquer plano de monitorização de medidas de mitigação deverá ter em consideração o tipo de

floresta ardida e todos os factores mencionados nesta alínea, como possíveis factores de controlo do grau de sucesso das medidas de mitigação aplicadas.

Deve também levar-se em consideração a **duração temporal dos diversos fenómenos envolvidos** – erosão, contaminação das águas superficiais e eventualmente subterrâneas, repovoamento vegetal, recuperação do funcionamento dos ecossistemas terrestres e aquáticos – os quais têm escalas temporais de evolução distintas entre si e também dependentes das características abióticas e bióticas da área ardida. Por vezes até o mesmo fenómeno pode ter escalas de recuperação distintas em função da intensidade e severidade do fogo e isso deve ser tido em consideração na monitorização dos processos de mitigação. Por exemplo a infiltração e a capacidade de armazenamento do solo pode alterar-se em função da intensidade e severidade do fogo, podendo tais impactos durar desde algumas semanas até décadas (Baker, 1990, cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf), dependendo da taxa de recuperação vegetativa (e já excluindo o tipo de medidas de mitigação aplicadas).

A variabilidade do fogo, nomeadamente a variabilidade espacial da sua intensidade, severidade e mesmo tipo de fogo, deve ser tida em conta não apenas na definição das diferentes estratégias de mitigação como também de monitorização da eficácia destas mesmas medidas para as diferentes condições de área ardida.

Para uma correcta avaliação da eficácia das medidas de prevenção e especialmente de mitigação dos fogos, de modo a identificar e implementar as medidas mais eficientes em cada situação e para cada tipo de problema desencadeado pelo fogo, necessita-se, como já se referiu anteriormente, de um adequado sistema de monitorização vocacionada para a avaliação da eficácia das medidas de prevenção e de mitigação. De uma forma mais pragmática segue-se uma discussão dos aspectos a ter em consideração aquando da monitorização da eficácia de diferentes medidas de mitigação dos impactes dos fogos e mesmo da sua prevenção:

1. **Mitigação** – a monitorização deverá avaliar a eficiência das medidas de mitigação após-fogo, e portanto dos dois principais problemas que os fogos desencadeiam para o funcionamento do ciclo da água: (1) erosão; (2) quantidade da água; (3) qualidade da água; (4) recuperação dos ecossistemas florestais e fluviais. Cada um destes problemas tem diferentes picos de intensidade, eventos de reactivação e tempos de retorno até ao estado inicial do sistema pré-fogo; alguns são de muito curta duração ao passo que outros são mais dilatados no tempo. Os sistemas de monitorização que têm sido utilizados em diversos estudos eivam do problema de serem de muito curta duração (1 a 3 anos, máximo de 5), o que é manifestamente insuficiente para a avaliação da eficiência de algumas das práticas de mitigação. Assim é necessário conceber planos de monitorização focados para a determinação da eficiência das diferentes estratégias de mitigação que podem ser utilizadas pós-fogo, para diferentes situações de fogo (topografia, clima, vegetação, etc.), tomando em conta os espaços temporais em que o seu

funcionamento e eficiência decorrem:

- a) **Erosão** – a monitorização deverá focar-se na redução das taxas de sedimentos transportados, na determinação das áreas afectadas pela erosão e quais os diferentes tipos (e respectiva intensidade) de erosão registados, para diferentes estratégias de controlo da erosão aplicadas a áreas aridas (Quadro 138). É fundamental registar as características topográficas, pedológicas, fisiográficas, climáticas (e os eventos de precipitação pós-fogo, incluindo duração e intensidade de cada evento) pois estes aspectos influenciam na eficácia de cada uma das possíveis medidas disponíveis para o controlo da erosão. **Para cada tipo de área arida é fundamental que a monitorização responda às seguintes questões:** (1) taxas de sedimentos para cada área intervencionada face a uma área não intervencionada (área de controlo); (2) percentagem de redução das taxas de sedimentos produzidas face aos sedimentos produzidos nas áreas de controlo; (3) volumes de deslizamentos de terras, desmoronamentos ou outros materiais mobilizados em eventos de movimentação de terreno; (4) extensão das áreas afectadas por erosão, quais os tipos de erosão dominantes e sua intensidade; (5) taxas de sedimentos e cargas suspensas que atingem as linhas de água; (6) variação temporal das taxas de produção de sedimentos nos vários anos pós-fogo para as diferentes técnicas de controlo da erosão; (7) variação das taxas de sedimentos e cargas suspensas que atingem as linhas de água nos vários anos pós-fogo; (8) qual a metodologia de controlo de erosão mais adequada para cada tipo de área arida.

Quadro 138 – Burned Area Emergency Rehabilitation (BAER) treatments (From Robichaud and others 2000, cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr_042_4.pdf).

Hillslope	Channel	Road and trail
Broadcast seeding	Straw bale check dams	Rolling dips
Seeding plus fertilizer	Log grade stabilizers	Water bars
Mulching	Rock grade stabilizers	Cross drains
Contour-felled logs	Channel debris clearing	Culvert overflows
Contour trenching	Bank/channel armoring	Culvert upgrades
Scarification and ripping	In-channel tree felling	Culvert armoring
Temporary fencing	Log dams	Culvert removal
Erosion fabric	Debris basins	Trash racks
Straw wattles	Straw wattle dams	Storm patrols
Slash scattering	Rock gabion dams	Ditch improvements
Silt fences		Armored fords
Geotextiles		Outsloping
Sand or soil bags		Signing

- b) Qualidade da água – a monitorização deverá centrar-se no controlo da qualidade das águas superficiais e subterrâneas após o fogo, e na sua continuada evolução ao longo do tempo até se atingirem os níveis de qualidade ante-fogo ou, na ausência do conhecimento destes, aos mínimos de qualidade biológica e para consumo humano. Este controlo deve ser realizado para cada uma das técnicas de mitigação utilizadas, com vista a definir quais as mais eficazes no restabelecimento das condições de qualidade das águas. Deve ter-se em conta as diferentes características das áreas intervencionadas, pois destas depende também o sucesso/insucesso das diferentes medidas de mitigação e o objectivo desta monitorização é não só o de estabelecer quais as medidas de mitigação mais eficazes mas as que são mais eficazes por tipo de área ardida. **Para cada tipo de área ardida** é fundamental que a monitorização responda às seguintes questões: (1) os poluentes mais significativos por tipo de área ardida, intensidade e/ou severidade do fogo; (2) leque de poluentes que atinge as águas superficiais e as subterrâneas, e respectivas concentrações para cada um destes meios hídricos, por área de intervenção versus área de controlo (área não ardida) para os diferentes tipos de acções de mitigação; (3) a evolução temporal da qualidade da água para cada tipo de acção de mitigação versus a evolução da qualidade das águas na área de controlo; (4) as áreas afectadas pela poluição dos fogos e sua evolução ao longo do tempo para as diferentes áreas intervencionadas e para a área de controlo; (5) a evolução ao longo do tempo da poluição nas águas superficiais e nas águas subterrâneas (e respectivas diferenças evolutivas) por tipo de estratégia de mitigação por área intervencionada versus área de controlo; (6) que estratégias de mitigação (em especial as relacionadas com o controle da erosão e aumento da quantidade de água infiltrada) podem causar impactos adversos na qualidade das águas; (7) qual a metodologia de controlo da qualidade da água mais adequada para cada tipo de área ardida.
- c) Quantidade da água – a monitorização deverá centrar-se na eficácia das eventuais medidas de mitigação na manutenção das reservas de água (ou mesmo o seu incremento, no período em que o coberto florestal da zona ardida tem um menor consumo de água), em especial ao nível do solo/zona vadosa e aquíferos. Este controlo deve ser realizado para cada uma das técnicas de mitigação utilizadas, com vista a definir quais as mais eficazes na manutenção ou aumento da quantidade de água armazenada no meio subterrâneo; este tipo de estudos poderá também vir a identificar estratégias para lidar com eventuais picos de escassez no período em que o coberto

vegetal esteja a recuperar. Tal como nas monitorizações anteriores, esta monitorização deve ser focalizada para definir, para cada tipo de área ardida intervencionada, qual a melhor metodologia para a mitigação da modificação nas quantidades da água nos meios superficial e subterrâneo. **Para cada tipo de área ardida** é fundamental que a monitorização responda às seguintes questões: (1) qual a metodologia de controlo da quantidade da água/infiltração mais adequada para cada tipo de área ardida; (2) que volumes máximos e mínimos se pode esperar transferir para o meio hídrico superficial e para o meio hídrico subterrâneo para cada tipo de área ardida e para cada tipo de metodologia utilizada; (3) a evolução temporal das quantidades de recursos hídricos por área ardida e por medida de mitigação considerando ainda, e em especial, as alterações produzidas à medida que se dá a recuperação do coberto vegetal (processo que pode demorar anos, dependendo do tipo de vegetação e das condições locais); (4) que eventuais problemas de qualidade da água as diferentes metodologias poderão originar, quer no meio hídrico superficial, quer no meio hídrico subterrâneo.

- d) Recuperação dos ecossistemas florestais e ribeirinhos – a monitorização deste aspecto cai fora do âmbito directo dos estudos da hidrogeologia embora a recuperação dos habitats desempenhe um papel fundamental na regulação e disponibilidade dos recursos hídricos superficiais/subterrâneos de uma região. A monitorização deste aspecto deverá centrar-se na eficácia das medidas de mitigação/recuperação das florestas e outros ecossistemas ardidos. Deverá ter em consideração não apenas as características da área ardida mas também a da floresta/ecossistemas existentes anteriormente ao fogo e as potenciais alterações causadas, quer por parte do fogo, quer por parte das medidas de mitigação/recuperação dos ecossistemas. Dado o tipo de processos envolvidos abranger uma escala alargada de tempo, a monitorização deverá possuir também uma grande amplitude temporal, admissivelmente maior que para as questões da erosão e qualidade da água. **Para cada tipo de área ardida e tipo de floresta/ecossistema ardido** é fundamental que a monitorização responda às seguintes questões: (1) a eficiência de cada tipo de intervenção (sementeiras, mulching com e sem sementeira, florestação com e sem fertilizantes, florestação anual e mecânica, recuperação natural sem intervenção, etc.) na recuperação dos ecossistemas pré-fogo (o que inclui avaliações de biodiversidade de flora e fauna); (2) o tempo de recuperação dos ecossistemas pré-fogo para cada uma das medidas de mitigação utilizadas; (3) a evolução temporal das áreas recobertas por vegetação e a sucessão natural dos biótopos até aos

ecossistemas pré-fogo; (4) os impactos das diferentes medidas de mitigação na manutenção ou alteração dos ecossistemas pré-fogo (nomeadamente os impactos das sementeiras com sementes de plantas não nativas ou a florestação com árvores de rápido crescimento mas propiciadoras do fogo, como é o caso das coníferas); (5) o impacto das diferentes medidas de mitigação/recuperação do coberto vegetal na **evolução quantitativa** da erosão, qualidade e quantidade de água disponível como recurso; (6) o impacto das várias medidas de mitigação/recuperação do coberto vegetal na **evolução temporal** da erosão, qualidade das águas e quantidade de água disponível como recurso; (7) quais destas medidas de mitigação levam a um aumento da resiliência dos ecossistemas ao fogo sem a destruição da funcionalidade dos ecossistemas pré-fogo (mesmo que isto implique alguma alteração às características destes ecossistemas iniciais), ou seja, o avanço do conhecimento numa espécie de “arquitetura dos ecossistemas” para os tornar mais resistentes ao fenómeno natural do fogo; (8) quais as espécies nativas com um potencial de maior resiliência ao fogo e que possam ser utilizadas em áreas especialmente sensíveis mas que se encontrem dentro da área geográfica de distribuição nativa destas espécies; (9) qual a eficácia de cada sistema de mitigação/revegetação versus o tipo e extensão de área ardida e o tipo de floresta/ecossistema pré-existente na recuperação deste mesmo ecossistema; (10) qual a eficácia de cada sistema de mitigação-revegetação na área de bacia hidrográfica na recuperação dos sistemas ribeirinhos; (11) definir tipos de intervenções específicas para áreas ribeirinhas, áreas especialmente sensíveis aos fogos e/ou áreas com funcionamentos ecológicos peculiares (ex.: microreservas).

2. **Prevenção** – a monitorização deverá avaliar a eficácia das medidas de prevenção tomadas contra a eclosão dos fogos, ou pelo menos dos fogos não controlados. Esta monitorização deverá avaliar a eficiência não apenas das medidas de controlo do fogo no campo, mas também, embora tal possa ser muito mais difícil de avaliar, a eficácia das campanhas de educação na prevenção dos fogos, incentivos das várias estratégias de protecção à floresta e campanhas de fogos controlados na redução do risco de fogo. Esta monitorização cai fora do âmbito dos estudos hidrogeológicos mas é necessária para avaliar a eficácia das medidas de prevenção dos fogos. Tal monitorização deverá responder a:
 - a) Nas campanhas de educação às populações – deverá ficar a conhecer-se:
 - (1) como as populações percebem o problema dos fogos antes e depois das acções de educação, em termos práticos, com resultados concretos no campo (n.º de fogos baixou? A sua intensidade, severidade e dimensão

reduziu-se? Os fogos ocupacionais passaram a ter um maior grau de vigilância/controlo por parte de quem os faz e/ou as brigadas de apoio técnico que os devem controlar?, etc.); (2) como percebem as pessoas o problema da acumulação de material combustível nas matas antes e depois das campanhas de educação sobre esta matéria (deram sugestões de resolução do problema? Ficaram abertas para a resolução do problema? Chegaram a compreender que este é um problema?, etc.); (3) que campanhas tiveram melhores resultados e para que tipos de faixas etárias e ocupacionais.

- b) Incentivos financeiros – deverá ficar definido: (1) que incentivos financeiros são mais promissores ou deram melhor resultado na limpeza das matas; (2) qual a eficácia da valorização dos produtos da floresta (combustíveis e não combustíveis que promovam uma limpeza das florestas).
- c) Limpeza de florestas e atribuições de responsabilidades – deverá ser identificado: (1) que estratégias de limpeza das florestas deram melhores resultados em função dos diferentes tipos de donos das matas (pequenos donos particulares, empresas, matas do domínio público) e tipos de floresta; (2) que atribuições de responsabilidades para limpeza e vigilância deram melhores resultados para cada tipo de dono de mata acima citado; (3) que necessidades de apoio técnico foram detectadas para cada um destes tipos de proprietários de floresta; (4) quais destes apoios técnicos foram os que deram melhores resultados; (5) quem faz a gestão dos resíduos recolhidos e a sua valorização; (6) quais os sistemas mais eficientes de valorização e gestão dos resíduos e produtos da floresta que receberam melhor adesão por parte dos diferentes tipos de proprietários de floresta.
- d) Fogos controlados/ocupacionais – deverá ficar identificado e avaliado: (1) quem, para a sua actividade agrícola/pecuária, necessita fazer queimadas e/ou fogos controlados, como os faz, quando, que cuidados toma durante a sua realização; (2) que necessidades de apoio técnico na realização dos fogos controlados têm estas pessoas; (3) que equipas são competentes e devem ter a responsabilidade de dar este apoio técnico; (4) quais as melhores formas de prestar apoio técnico no campo; (5) qual a melhor calendarização, por área geográfica e condições climatéricas, para a realização deste tipo de fogos.
- e) Eficácia na alteração da ocupação do solo – seja por técnicas de florestação mista entre coníferas e folhosas ou por criação de paisagens em mosaico, ou outras, incluindo corredores agrícolas, pastagens, e faixas de baixo teor em combustível. Deverá ficar definido o grau de eficácia de cada uma

destas técnicas e da aplicação de conjuntos destas técnicas no aumento da resiliência aos fogos, o que se poderá avaliar por meio de: (1) comparação da frequência, intensidade e severidade dos fogos e das áreas ardidas entre as zonas intervencionadas e as não intervencionadas (áreas de controlo); (2) que ecossistemas foram afectados e respectivo grau de afectação entre as zonas intervencionadas e as áreas de controlo; (3) tempo de recorrência entre fogos entre as zonas intervencionadas e as áreas de controlo; (4) alteração da qualidade das águas aquando da eclosão de fogos entre as zonas intervencionadas e as áreas de controlo; (5) grau de erosão gerado pelos fogos entre as zonas intervencionadas e as áreas de controlo; (6) quais destas medidas (ou conjugação de medidas) levaram a uma redução efectiva da área ardida, intensidade, severidade e frequência dos fogos, da erosão gerada, menor afectação da qualidade da água, menor devastação dos ecossistemas e mais rápida recuperação dos mesmos.

- f) Eficácia do desenvolvimento de um index de fogo e de cartografia de risco de fogo no combate aos fogos – deverá ficar definido: (1) grau de eficiência na planificação, logística e combate aos fogos perante a existência e a ausência destas ferramentas; (2) valores de redução de área ardida, de intensidade e severidade do fogo aquando da existência/utilização destas ferramentas em comparação com a sua ausência; (3) valores de redução de prejuízos aquando da existência e/ou utilização destas ferramentas em comparação com a sua ausência; (4) que tipos de cartas e de índices de fogo obtiveram os melhores resultados em termos de redução de área ardida, de intensidade e severidade do fogo e outros impactos.
- g) Eficiência das brigadas de 1ª intervenção e sistemas de alerta de fogo – deverá ficar reconhecido: (1) quais, de entre os vários sistemas de detecção de fogo, são os mais eficientes e os que melhor permitem a actuação das brigadas em campo; (2) quais os sistemas mais eficientes de coordenação e transmissão da informação e cadeia de comandos no combate aos fogos (indicado pelo n.º de fogos extintos nas suas fases iniciais, valores de áreas ardidas e/ou outros possíveis parâmetros); (3) eficácia das brigadas de primeira intervenção (n.º de fogos extintos nas fases iniciais, redução das áreas ardidas versus se não houvesse intervenção destas brigadas, velocidade de resposta ao alerta, etc.); (4) que tipo de funcionamento e composição das brigadas de 1ª intervenção é mais eficaz
- h) Eficiência da globalidade das medidas de prevenção dos fogos – considerando, por região climática e tipo de ocupação vegetal, tal eficiência será avaliada pela definição de: (1) comparação da frequência, intensidade

e severidade dos fogos e das áreas ardidadas, entre áreas onde uma ou mais medidas propostas de prevenção tenham sido aplicadas versus áreas onde estas não hajam sido aplicadas; (2) que ecossistemas foram afectados e respectivo grau de afectação entre áreas onde se desenvolveram medidas propostas e áreas onde estas medidas não ocorreram (áreas de controlo); (3) alteração da qualidade das águas entre áreas onde se desenvolveram medidas propostas e áreas de controlo; (4) erosão gerada pelos fogos nas áreas onde se desenvolveram medidas propostas e as áreas de controlo; (5) que medidas (ou conjugação de medidas) levaram a uma redução efectiva da área ardida, intensidade, severidade e frequência dos fogos, da erosão gerada e da menor afectação da qualidade da água.

8.2 Metodologia DPSIR Aplicada aos Fogos

Neste subcapítulo faz-se uma aplicação da metodologia DPSIR à problemática dos fogos, analisando os vários indicadores, a relevância de cada driving force pertinente a cada parâmetro, desenvolvendo-se assim uma metodologia DPSIR para os fogos.

8.2.1 Indicadores descritivos (Tipo A – o que está a acontecer aos seres humanos e ao ambiente?)

Estes indicadores são na prática **indicadores de estado**, que **avaliam o que está a acontecer de facto** ao meio ambiente ou a qualquer sistema a que sejam aplicados. Podem ser indicadores isolados ou um conjunto de indicadores agregados. Uma das metodologias de indicadores agregados que tem sido mais desenvolvida é a metodologia de indicadores DPSIR que abaixo se apresenta, neste caso vocacionada para a questão dos fogos.

8.2.1.1 D – Driving forces / Forças motrizes

Definição: As forças impulsionadoras primárias (*driving forces*) são o crescimento populacional (ou o declínio populacional, no caso das áreas rurais) e o desenvolvimento nas necessidades e actividades dos indivíduos. Isto promove modificações na produção e no consumo de bens e estas últimas modificações impõem pressões sobre o meio ambiente. Os indicadores associados às *driving forces* (**forças motrizes**) descrevem os desenvolvimentos sociais, demográficos e económicos nas sociedades, as modificações nos estilos de vida, níveis de consumo e padrões de produção.

Facto: Fogos aumentaram bastante desde a década de 70 na bacia mediterrânica, tanto em área afectada, como número e intensidade.

Forças motrizes (driving forces): abandono agrícola, matos que não são limpos, redução da pastorícia, substituição da floresta antiga e dos campos abandonados por árvores de mais alto rendimento mas mais susceptíveis ao desencadear de fogos, interesses económicos, percepção diferente do risco dos fogos por parte das comunidades humanas (menos cuidado, menos atenção ou desleixo quando se fazem os fogos ocupacionais da actividade agrícola); as alterações climáticas podem também ser uma força motriz para o aumento da frequência e intensidade dos fogos.

Indicadores das forças motrizes: os indicadores das forças motrizes são apresentados no quadro abaixo (Quadro 139).

Quadro 139 – Driving Forces/Forças Motrizes

Indicador	Relevância
<i>Driving forces (Forças motrizes)</i>	
1. Demografia Este indicador faz a avaliação da redução da população nos núcleos rurais (abandono agrícola), o que está relacionado com os fogos quer ao nível da ocupação dos solos, estratégias de uso do fogo e valor dos materiais das limpezas dos matos – fonte de dados para avaliação do indicador : censos populacionais.	Este aspecto é comum a todas as áreas mediterrânicas que têm vivenciado um aumento do n.º, dimensão e intensidade dos fogos nas últimas décadas. O abandono agrícola levou ao abandono da limpeza dos matos, por falta de mão-de-obra e por desvalorização dos produtos provindos dessas limpezas.
1. Demografia: consequências imediatas Este indicador faz a avaliação da importância das áreas de matos abandonados/não limpos (de preferência devendo ser cruzados com a redução demográfica da região em causa) com vista à identificação da sua importância no eclodir dos fogos e na sua intensidade, extensão e severidade – fonte de dados para avaliação do indicador : cartografia aérea, dados de ocupação do solo dos serviços agrários, cartas de colonização dos campos agrícolas por matos e florestas, avaliação da carga combustível por unidade de área (avaliação de campo).	Na análise da extensão e severidade dos fogos um dos principais factores é a existência de grandes áreas de matos e com grande carga combustível. A carga combustível controla em grande medida o comportamento dos fogos e afecta quer as consequências destes sobre os ecossistemas e meio hídrico como as medidas de mitigação a realizar. Tipicamente, com o abandono agrícola os matos deixaram de ser limpos quer porque não havia mão-de-obra para os recolher quer porque o seu valor se anulou devido às modificações económicas e no estilo de vida das populações.
2. Actividades económicas: tipos de actividades económicas nas zonas de risco de fogo Este indicador faz a identificação dos diferentes tipos de actividades económicas na área afectada pelos fogos, quais os tipos de actividades mais relacionadas com os fogos e identificação dos interesses económicos relacionados com os fogos – fonte de dados para avaliação do indicador : censos económicos (tipo actividade, produto per capita por actividade, população empregada por actividade, etc.), caracterização sociológica das actividades e interesses económicos relacionados com os fogos.	Os fogos podem ser um evento de origem natural mas são também em grande proporção desencadeados por acção humana, relacionada com actividades e interesses económicos que vão desde os fogos ocupacionais (fogos relacionados com a actividade agrícola, como a queima de matos para controlo de infestantes, para renovação de pastos naturais, etc.), fogos controlados na actividade de silvicultura/gestão de florestas para evitar fogos catastróficos, a fogos com objectivos de identificação menos imediata. Além dos fogos de origem criminosa, não é invulgar os fogos ocupacionais poderem evoluir para fogos de grandes dimensões, por via de regra por falha no seu controle.
2. Actividades económicas: agricultura e silvicultura Este indicador tenta fazer a avaliação da alteração do tipo de actividades económicas (redução da pastorícia, redução dos campos agrícolas de subsistência [de distribuição em mosaico], substituição dos campos agrícolas e floresta nativa por florestas de alto rendimento mas mais susceptíveis aos fogos), o que ocorre sobretudo pelo abandono agrícola – fonte de dados para avaliação do indicador : cartografia aérea, dados de ocupação do solo dos serviços agrários, cartas de variação da ocupação do solo, tendências de longo prazo de alteração da ocupação do solo, cartas de colonização dos campos agrícolas por matos e florestas.	A alteração das actividades económicas leva a uma alteração na ocupação dos solos, promovendo o desenvolvimento de matos em antigas terras agrícolas, aumentando a carga combustível na paisagem; a perda da diversidade ocupacional do território (ocupação em mosaico), promovendo manchas extensas de matos e florestas, facilita a propagação do fogo ao longo de grandes áreas, uma vez este desencadeado. Numa ocupação agrícola variada, em mosaico, a frente de propagação do fogo é muito mais quebrada, dificultando-a e reduzindo a intensidade do mesmo. A alteração das práticas de silvicultura, com a substituição das florestas nativas de caducifólias (mais resistentes aos fogos) por florestas de resinosas (de crescimento mais rápido, logo com retorno económico mais rápido mas mais susceptíveis ao fogo) é outro dos factores significativos nos grandes fogos florestais pois na ausência das manchas de caducifólias, estas não podem funcionar como barreira ou pelo menos área retardante do fogo.

Indicador	Relevância
<i>Driving forces (Forças motrizes)</i>	
<p><u>2. Actividades económicas: agricultura e pastorícia</u> Para o controlo da qualidade dos pastos, o fogo é uma ferramenta usada pelos pastores; é também usada pelos agricultores para controlar infestantes persistentes (ex.: silvados). Este indicador avalia a importância das estratégias de uso do fogo nestas actividades no desencadear dos fogos, muito em especial os fogos florestais descontrolados – fonte de dados para avaliação do indicador: relatórios dos bombeiros, GNR/SEPNA, etc. sobre as origens dos fogos e quem os ateia e por quais razões, levantamento sociológico com definição de índices de propensão para o desencadear dos fogos ocupacionais por actividade económica da região.</p>	<p>O fogo sempre tem sido usado como parte do processo de melhoria da produtividade, quer para controlar infestantes, quer para abrir campos para a agricultura (arroteiro e queima, hoje em dia prática quase ausente em Portugal), quer para renovar pastos naturais, em especial pastos onde arbustivas de fraco valor para o gado – como giestas, estevas, cardos, etc. – se desenvolvem rapidamente colonizando a área de pasto e tornando-a virtualmente inaproveitável para o gado dado formarem cerrados arbustivos quase impenetráveis. Contudo, por falta de cuidado, e sobretudo ausência de vigilância, muitos destes fogos ocupacionais podem degenerar e degeneram para fogos descontrolados que atingem grandes extensões. Por vezes há um recurso maior ao fogo como forma de limpar os terrenos dado que escasseia a mão-de-obra para realizar o mesmo trabalho manualmente.</p>
<p><u>2. Actividades económicas: actividade industrial</u> Este indicador procura avaliar o efeito que o desenvolvimento de indústrias associadas à silvicultura (pasta de papel, etc.), ao modificar o perfil das manchas florestais tornando as florestas mais susceptíveis aos fogos, produz na eclosão e propagação dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: taxas de expansão das florestas de resinosas e eucaliptais ao longo do tempo, taxas de incidência de fogos nestas áreas florestais modificadas, taxas de incidência de fogos (e sua evolução temporal) em áreas posteriormente florestadas com florestas de resinosas e eucaliptais para exploração industrial.</p>	<p>A substituição das florestas nativas de caducifólias por florestas de resinosas, mais susceptíveis aos fogos e que dependem de ciclos de fogo inclusive de ciclo mais curto para a sua renovação, é um factor referenciado na literatura como agravante na taxa de incidência e severidade dos fogos na bacia mediterrânica. Porém o crescimento mais rápido das florestas de resinosas, aliada a uma indústria que procura estes materiais, significa que são florestas lucrativas, com um período de retorno do investimento muito mais rápido e a comunidade agrícola actual pretende a obtenção rápida de lucro, não investindo em florestas que só estarão efectivamente em produção 50 ou 70 anos mais tarde e com produtos que talvez sejam pouco valorizados nos mercados (ex.: souts de castanheiros).</p>
<p><u>2. Actividades económicas: alteração no valor económico dos produtos da floresta</u> Este indicador procura referenciar como a alteração dos valores económicos de diversos produtos associados aos matos e à floresta (desvalorização dos matos como camas para animais, como fontes de aquecimento e combustível, valorização/desvalorização das plantas silvestres e cogumelos, etc.) e a alteração do volume e preço da mão de obra disponível para a recolha destes produtos e materiais contribui para a ocorrência dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: índices dos actuais valores económicos de mercado dos produtos da floresta (lenhas, plantas, cogumelos, etc.), índices de variação destes valores económicos ao longo dos tempos, índices de oferta e procura actual destes produtos, variação destes índices de oferta e procura ao longo do tempo, avaliação sociológico/económica do uso destes materiais pelas populações na actualidade e nos períodos anteriores ao abandono agrícola.</p>	<p>A limpeza dos matos, vital para reduzir a carga combustível, e deste modo o risco de fogo, perdeu ao longo do tempo muito do seu interesse económico, o que levou ao abandono desta prática pelas populações rurais. A recolha de lenha para aquecimento ou do mato miúdo para cama de animais, ou mesmo de material para cestaria, tanoagem, etc. deixou de ter interesse, quer porque os sistemas de aquecimento mudaram, se modificaram as práticas pecuárias e a consequente rotina de estabulação dos animais, ou porque as actividades de cestaria, tanoagem e outras tradicionais que eram necessárias á antiga vida agrícola estão na actualidade quase extintas. Ao mesmo tempo (e com algumas excepções pontuais) produtos como plantas medicinais, plantas de cheiro para decorar e perfumar as casas, cogumelos e outros produtos da floresta perderam também o seu interesse económico para as comunidades rurais, por diversos motivos, incluindo a produção industrial de substitutos (ex.: ambientadores por oposição ao uso de rosmarinho) ou de alguns destes produtos (plantas medicinais, cogumelos).</p>

Indicador	Relevância
<i>Driving forces (Forças motrizes)</i>	
<p><u>3. Aspectos sociológicos: grupos sociais e actividades económicas associadas aos fogos ocupacionais</u></p> <p>Há um conjunto de actividades económicas associadas aos fogos ocupacionais (pastorícia, agricultura, etc.) e indivíduos associados à eclosão de fogos ocasionais e ocupacionais; o recurso ao fogo pode ter aumentado nos últimos anos como substituição da limpeza manual dos matos devido à falta de mão-de-obra e ao facto de ser mais cara. Este indicador procura identificar a força motriz associada a estas actividades que pode promover a eclosão dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: relatórios dos bombeiros, GNR/SEPNA relativos a fogos postos, estatísticas de pedidos de queimadas, levantamentos sociológicos das actividades económicas e tipos de populações que recorrem ao fogo ocupacional para melhorar a produtividade da sua actividade económica, taxas de limpeza de matos por via manual e/ou mecânica de matos versus fogos e se possível cruzada com a taxa demográfica da região.</p>	<p>A redução da população rural reduziu a mão-de-obra para o trabalho de limpeza dos matos, e tornou-se deste modo mais cara, o que tornou impraticável a limpeza dos matos pelo pequeno proprietário de floresta. Assim, muitas vezes, e quando o uso da limpeza mecânica não é possível por razões diversas, o fogo é usado como alternativa à limpeza dos matos, o que por sua vez pode dar origem aos grandes fogos. A limpeza mecânica também não é isenta de riscos, estando por vezes na origem de fogos florestais, quando realizada em épocas de risco de fogo. Também em muitos dos grupos associados aos fogos ocupacionais – ex. pastores – não existe uma concreta consciencialização do perigo dos fogos, pelo que não tomam todas as medidas necessárias para os controlar. É de referir que muitos destes grupos têm um grau de literacia muito baixo e por vezes não conseguem aceitar as restrições à realização de fogos em dadas alturas do ano, decidindo queimar por vezes nas alturas menos propícias ou com pouco cuidado na vigilância do fogo, apesar da legislação em vigor.</p>
<p><u>3. Aspectos sociológicos: a percepção do risco de fogo pelas populações rurais e não residentes (turistas)</u></p> <p>A alteração das práticas agrícolas e um certo distanciamento das camadas mais jovens do próprio mundo rural face à floresta e aos sistemas naturais pode levar a uma modificação da percepção do risco dos fogos e dos seus impactos a médio e longo prazo, que ainda está mal esclarecida; as técnicas mecanizadas de limpeza de matos podem também por vezes ser causa de alguns fogos. Este indicador pretende avaliar como a percepção do fogo enquanto ferramenta mas também enquanto risco (e a alteração desta percepção) pode ser uma das forças motrizes por detrás do despoletar dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: relatórios dos bombeiros, GNR/SEPNA relativos a fogos desencadeados por limpeza mecânica de matos, levantamentos sociológicos para definir a percepção das populações sobre o risco dos fogos e as alterações nas práticas agrícolas/pastoris/silvícolas relacionadas com os fogos.</p>	<p>A percepção diferente dos riscos que o fogo induz entre as gerações mais velhas e mais novas de agricultores, pastores e outros agentes do mundo rural pode levar a um cuidado menor aquando da realização dos fogos ocupacionais, deixando-os sem vigilância ou realizando-os em épocas de risco, apesar da maior tentativa de ordenamento desta actividade por parte das autoridades; por vezes esta tentativa de um maior ordenamento é mal entendida pela população rural, levando a acções de rebelião e desobediência. Por outro lado uma futura população rural mais esclarecida pode ser uma auxiliar eficaz na redução dos casos de fogos ocupacionais (e que por definição deveriam ser controlados) a fogos fora de controlo.</p>
<p><u>4. Condicionantes naturais</u></p> <p>As alterações climáticas podem também ser uma das condicionantes para o aumento da frequência, dimensão e intensidade dos fogos, em especial em áreas onde haja já uma susceptibilidade a este processo. Este indicador procura avaliar a importância das alterações climáticas no problema dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: relatórios dos bombeiros, GNR/SEPNA relativos às origens dos fogos, avaliação da evolução temporal das origens dos fogos em função das modificações do clima, tendências de alteração ao longo do tempo do início e fim da época de maior risco de fogo⁴³.</p>	<p>As alterações climáticas podem ser também um factor importante se não no desencadear dos fogos, pelo menos sê-lo-ão no controlo da intensidade, severidade e extensão da área ardida, dado propiciarem condições de sequia que tornam as plantas especialmente vulneráveis ao fogo, assim como as condições atmosféricas para a manutenção e propagação do fogo (ventos, ausências de chuvas, etc.). Este é um aspecto ainda mal conhecido mas que poderá num futuro próximo ser de grande significado na bacia mediterrânica, se é que não o é já.</p>

⁴³ Este aspecto está ainda mal conhecido e necessitará de estudos científicos de pormenor antes de poder ser desenvolvido um indicador suficientemente fiável para este aspecto da problemática dos fogos.

Indicador	Relevância
<p><i>Driving forces (Forças motrizes)</i></p> <p>5. Turismo O turismo é uma nova actividade económica em várias zonas de abandono agrícola que pode vir a promover o número de fogos acidentais, mas ao mesmo tempo pode promover, sobretudo se for um ecoturismo responsável, a devida preservação das florestas, matos e zonas de pastos. Este indicador tenta avaliar o efeito do turismo na ocorrência e frequência dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: n.º de camas/instituições de alojamento, n.º de parques de campismo, tipos de actividades de animação turística, taxas de incidência de fogos relacionados com parques de campismo e actividades turísticas (piqueniques, churrascos, queima-as para espantamento de caça, etc.) a partir de relatórios dos bombeiros, GNR/SEPNA relativos às origens dos fogos.</p>	<p>Esta actividade pode vir a desencadear um aumento do n.º de fogos, em especial para obtenção de áreas para urbanização mas o fogo pode também ser desencadeado por visitantes descuidados, com reduzida sensibilidade para os riscos do fogo (piqueniques nas épocas de risco elevado de incêndio, etc.) e uma maior ocupação turística de certas zonas pode agravar este problema. Em contrapartida o ecoturismo pode ser um promotor de práticas preventivas dos fogos, as quais podem eventualmente, por um processo de assimilação, vir a ser adoptadas pelas populações locais, dentro do que for viável para as suas actividades económicas. O ecoturismo pode ser uma força motriz para as populações locais valorizarem a paisagem e o restante património natural, passando a realizar uma mais cuidada protecção da mesma.</p>

8.2.1.2 P – Environmental pressures / Pressões ambientais

Definição⁴⁴: Os desenvolvimentos sociais e económicos causam pressões sobre o meio ambiente. Os indicadores destas *pressões ambientais* descrevem desenvolvimentos na emissão de substâncias, agentes físicos e biológicos, uso de recursos e uso da terra. Exemplos de indicadores de pressões são: emissões de CO₂ por sector, uso de materiais para construção e a quantidade de terra ocupada pela construção de estradas.

Facto: Os fogos levam a uma degradação dos solos e das águas em escalas temporais variáveis consoante a intensidade dos fogos, o tipo de solo e de floresta, e os parâmetros que estão a ser considerados (certos parâmetros físico-químicos recuperam no espaço de algumas semanas outros demoram meses ou, no caso da reconstituição do solo e suas propriedades, anos)

Pressões Ambientais: o abandono agrícola e o desenvolvimento económico que levou à desvalorização dos produtos antigamente recolhidos na floresta, assim como à desvalorização em termos salariais deste tipo de trabalho, levou à criação de condições de matos com grande carga combustível, espalhados por zonas amplas; ao mesmo tempo as pressões económicas levaram à substituição de florestas de folhosas, de mais baixo rendimento ou tempo de retorno mais longo, por florestas (de coníferas e eucalipto) de rápido crescimento e rápido retorno, sendo fontes de abastecimento para as indústrias de papel e outras; nalgumas zonas o preço dos terrenos devido à pressão da urbanização poderá também ter levado a um incremento nas taxas de fogos; os fogos ocupacionais podem, por razões sociológicas (a que se aliarão condições climáticas e outras) passado a ser realizados com menos controlo e qualidade em termos de vigilância por parte de quem os faz. Portanto criaram-se as condições para fogos mais

⁴⁴ No artigo da EWATER (An Indicator Base Analysis of the River Basin Districts established under the EU Water Framework Directive, de D. Furberg, S. Nilsson, s: Langaas) foi definido como indicadores de pressão: (1) % de terra agrícola/cultivada, (2) densidade populacional. Como indicadores de estado do ambiente definiram: (1) disponibilidade em água (relacionando o nº de pessoas por unidade de descarga de rios), (2) concentrações de nutrientes (P e N) – ver pgs. 6 a 8 do artigo em causa.

intensos, com maior área favorável de propagação, maior severidade e maior frequência de ocorrência. Isto poderá ser ainda mais potencializado por um quadro de alterações climáticas cada vez mais activo.

Indicadores para as pressões ambientais: os indicadores das pressões ambientais são apresentados no Quadro 140.

Quadro 140 – Environmental Pressures/Pressões Ambientais

Indicador	Relevância
<i>Driving forces (Forças motrizes)</i>	
<p>1. Demografia – Este indicador procura avaliar as pressões sobre a incidência dos fogos devido à redução demográfica, a que possam estar associados a redução da quantidade de mão de obra, o aumento do preço da mão de obra, a mecanização, o recurso ao fogo como forma de limpeza dos matos e campos de pastoreio – fonte de dados para avaliação do indicador: censos populacionais, tabelas salariais, quantidade e qualificação da mão de obra disponível para limpeza dos matos, taxas de uso de processos mecanizados na limpeza de matos, taxas incidência de uso do fogo em queimadas e limpeza de matos (com recurso a registos de pedidos de autorização de queimadas nos serviços municipais, e registos dos serviços de bombeiros quanto a fogos resultantes de queimadas ou limpeza de matos).</p>	<p>A redução demográfica levou a uma redução na quantidade de mão de obra, e consequente aumento geral dos salários, para a realização dos trabalhos de limpeza dos matos. Ao mesmo tempo parece ter-se dado uma desvalorização social deste tipo de trabalhos, o que poderá levar a uma maior dificuldade em encontrar mão de obra, cara para o pequeno proprietário, e demasiado barata para o assalariado que talvez encontre outras tarefas agrícolas com maior remuneração. Este quadro pode ter levado à adopção de duas estratégias de limpeza de matos (e apenas quando os donos destes matos consideram esta tarefa importante): (a) a mecanização e (b) o recurso ao fogo como forma de limpeza dos matos e campos de pastoreio. Mesmo a limpeza mecânica pode por vezes, acidentalmente, estar na origem de fogos.</p>
<p>1. Demografia: consequências imediatas Este indicador pretende avaliar a pressão que, devido ao abandono rural, se exerce sobre o ecossistema, favorecendo a ocorrência de fogos, com o abandono dos campos e a ausência de limpeza dos matos, incrementando a carga combustível e a área onde grandes cargas combustíveis passam a existir – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de ocupação vegetal do solo, cartas de risco de fogos, cartas de uso do solo, áreas de alto teor de combustíveis acumulados (definidas por recurso a levantamento de campo, fotografia aérea ou outras tecnologias de detecção remota).</p>	<p>Em consequência da redução demográfica e do abandono agrícola grandes extensões de campos cultivados são deixados ao abandono. Estes campos abandonados são ocupados por matos, e florestas numa fase juvenil, com uma grande carga e densidade de material combustível. Estas condições são propícias senão à eclosão dos fogos, à sua propagação e alimentação por grandes áreas, contribuindo para o aumento da sua intensidade e severidade. O abandono agrícola leva à perda da ocupação em mosaico do território, ocupação essa referida por alguns autores como tendo capacidade para retardar o avanço dos fogos ou mesmo confiná-los a áreas menores, contribuindo ao mesmo tempo para a redução da sua severidade e intensidade.</p>
<p>2. Actividades económicas: agricultura e silvicultura Este indicador pretende avaliar a pressão do uso do fogo por parte de agricultores e silvicultores como forma de gestão dos matos e limpeza de florestas. O uso de fogo para obtenção de terra agrícola não é um caso comum em Portugal (ao invés do que sucede noutros países) pelo que não será considerado – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de variação da ocupação dos solos pós-fogo (com indicação da localização de zonas de plantio de novas florestas industriais/comerciais), relatórios (de bombeiros e outros serviços associados ao combate aos fogos) de ocorrências de fogos originariamente criados para limpeza de matos em floresta ou controle de matos e infestantes noutros terrenos e que ficaram fora de controlo, taxa de incidência de fogos sem controlo por actividade agrícola.</p>	<p>As alterações na percepção económica dos matos e da floresta podem levar a um menor cuidado no desencadear e no controlo dos fogos ocupacionais (fogos associados à actividade agrícola e afins). Também, por vezes, novas formas de gestão das florestas podem fazer uso do fogo para limpeza dos matos rasteiros em grandes áreas ou usar mesmo fogos controlados para limpar zonas florestais correndo-se sempre o risco de que estes fogos controlados fujam a controle de quem os desencadeou. Ao mesmo tempo podem existir pressões para ocupar certas zonas com floresta para produção de matérias industriais (pasta de papel, etc.) e que, estando já ocupadas com floresta de outro tipo (ex.: folhosas, mais baixo rendimento ou tempo de retorno mais longo) ou matos, sejam sujeitas a fogos para dar lugar às novas áreas florestais, caracterizadas por florestas de rápido crescimento e rápido retorno (ex.: coníferas e eucalipto).</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p><u>2. Actividades económicas: agricultura e pastorícia</u> Este indicador pretende avaliar a pressão do uso do fogo por parte de agricultores e especialmente de pastores como forma de gestão dos matos e abertura de terrenos para pastos ou renovação de pastos – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de ocupação dos solos (matos, terrenos abandonados, pastos, novos pastos provocados pelos fogos) e muito em particular cartas de variação da ocupação dos solos pós-fogo (podem obter-se por fotografia aérea e outras tecnologias de detecção remota), registos de bombeiros de queimadas para renovação de pastos ou controlo de infestantes (silvas, etc.) em campos agrícolas que acabaram em fogos descontrolados, taxas de renovação de pastos provocados pelos fogos (realizado por levantamento de campo).</p>	<p>O fogo é uma ferramenta ancestral na criação e renovação de pastos (e no passado também de criação de campos agrícolas) e o seu uso, tendencialmente nas épocas de maior risco de fogo, aliado talvez a um menor cuidado no desencadear e controlo destes fogos ocupacionais pode degenerar em fogos descontrolados. Diversos fogos são originados de facto a partir destas queimadas para renovação de pastos e controlo de infestantes (ex.: silvados).</p>
<p><u>2. Actividades económicas: actividade industrial e urbana</u> Este indicador pretende definir as pressões de outras actividades económicas no desencadeamento dos fogos, como seja por vezes as pressões devidas à expansão urbanística, etc. – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de variação da ocupação dos solos pós-fogo (urbanizações, etc.), relatórios de ocorrências de fogo (bombeiros e serviços de combate aos fogos) originados na bordadura de zonas urbanas.</p>	<p>Nalgumas zonas interesses urbanísticos podem ter levado a uma pressão mais ou menos indirecta sobre o valor dos terrenos e da sua ocupação, podendo também ter contribuído para um aumento nas taxas de incidências dos fogos; por outro lado, zonas urbanas nas proximidades de áreas florestais, devido às próprias actividades urbanas, podem promover situações de descuido que levem à eclosão de fogos.</p>
<p><u>2. Actividades económicas: alteração no valor económico dos produtos da floresta</u> Este indicador pretende avaliar as pressões que a alteração no valor dos produtos da floresta impõem sobre a ocorrência dos fogos e suas características – fonte de dados para avaliação do indicador: avaliação de índices de lucro por parte dos pequenos e médios proprietários de floresta dos produtos retiráveis da floresta, avaliação do tempo de investimento e retorno do lucro entre as florestas tradicionais e as florestas de coníferas, tipos de produtos florestais e sua valorização no mercado para os diferentes tipos de floresta, avaliação da contribuição destes produtos para o rendimento geral do pequeno e médio proprietário de floresta, avaliação das evoluções do lucro dos grandes proprietários de floresta (incluindo nível industrial) pela mudança do tipo de floresta e exploração florestal e aumento das áreas de exploração de floresta de rápido crescimento.</p>	<p>A alteração do valor económico dos produtos tradicionalmente recolhidos na floresta, o longo tempo de retorno de lucro das florestas tradicionais (mais resilientes aos fogos) face a flores-tas de retorno rápido (coníferas e eucaliptais), o desenvolvimento económico que leva as pessoas a procurarem fontes de rendimento mais elevado e de mais rápido retorno pode ter tornado não rentável a exploração da floresta tradicional e levado ao seu conseqüente abandono, ou à sua substituição por florestas de mais rápido rendimento (com frequência substituindo a floresta tradicional, por vezes destruída por fogos de origem humana), criando condições para uma mais frequente eclosão do fogo e com frequência mais intensos e mais severos, dado que as florestas de coníferas e eucaliptais são florestas mais propensas ao fogo (dependendo não raro dele para certas funções de evolução da floresta) do que as tradicionais florestas de folhosas (de um muito mais prolongado tempo de espera antes do retorno dos lucros).</p>
<p><u>3. Aspectos sociológicos: grupos sociais e actividades económicas associadas aos fogos ocupacionais e a percepção do risco de fogo pelas populações rurais e não residentes (turistas)</u> Este indicador pretende avaliar as pressões que os fogos ocupacionais (e os grupos sociais associados) e em especial as prováveis alterações na percepção dos riscos do fogo possam ter sobre a ocorrência dos fogos – fonte de dados para avaliação do indicador: levantamento dos diferentes usos do fogo e das eventuais mudanças no uso do fogo e controlo das queimadas no quadro das tarefas rurais, para a preparação das terras para pastoreio, sementeiras, controlo de infestantes, limpeza de matos, etc.</p>	<p>Os fogos ocupacionais são com frequência despoletadores de grandes fogos descontrolados. Verifica-se que por vezes algumas destas queimadas são deixadas ao abandono ou feitas com pouco cuidado. A percepção do risco de fogo, que nas antigas comunidades rurais era bastante presente, pode, por razões sociológicas ou outras ter-se modificado levando a que estes fogos ocupacionais (intimamente relacionados com a actividade agrícola) sejam com mais frequência realizados sem os cuidados devidos por parte de quem os faz.</p>

Indicador	Relevância
<i>Pressures (Pressões ambientais)</i>	
<p>4. Condicionantes naturais Este indicador procura avaliar as pressões que alterações climáticas provocarão no desencadear dos fogos, sua frequência, extensão e intensidade, tomando em atenção a extensão dos períodos de risco elevado de fogo, temperaturas mais elevadas, tendências de subida das temperaturas e redução das chuvas, períodos de chuvas (extensão e localização anual ao longo do tempo) e tempestades intensas (em especial trovoadas) – fonte de dados para avaliação do indicador: este é um aspecto ainda mal conhecido, que deverá ser objecto de estudos posteriores; alguma da informação para estes indicadores poderá vir da avaliação da evolução ao longo dos anos da extensão dos períodos de risco elevado de fogo e evolução das tendências de temperatura e da precipitação (neste último caso não apenas os valores de precipitação mas também a variação temporal dos períodos húmido em termos de extensão e deslocação ao longo do ano), com a evolução da frequência, extensão e intensidade dos fogos; o uso de modelos de alteração climática acoplados com modelos de previsão de fogos (e depois a sua calibração com a realidade) poderão ser ferramentas importantes na avaliação deste indicador.</p>	<p>As alterações climáticas são provavelmente, na zona mediterrânica pelo menos, um importante factor de pressão sobre os fogos, ao criarem períodos de secas mais prolongadas e mais intensas (que tornam mais vulnerável o coberto vegetal aos fogos), temperaturas atmosféricas mais elevadas e períodos mais prolongados de risco elevado de fogo. Estas condições podem ser assim favoráveis à eclosão de fogos mais intensos, mais frequentes, de maior extensão, severidade e intensidade. Associe-se ainda o risco imposto pelas grandes tempestades (ex.: trovoadas no desencadear dos fogos)⁴⁵.</p>
<p>5. Turismo Este indicador pretende definir as pressões que o turismo impõe sobre a ocorrência de fogos, seja no sentido negativo (aumento de ocorrências), seja no sentido positivo (pressão dos operadores turísticos e dos turistas para uma maior vigilância e protecção da floresta) – fonte de dados para avaliação do indicador: relação entre a evolução do n.º turistas e das taxas de incidências de fogos, relatórios dos bombeiros, GNR/SEPNA e sua evolução ao longo do tempo em conjugação com a evolução nesse espaço de tempo das actividades turísticas na região, cruzamento entre a localização de parques de campismo e zonas de churrascos e zonas de eclosão de fogos, acções de protecção à floresta por parte dos operadores turísticos, uso do fogo em certas actividades turísticas (ex.: cinegética, limpeza de matos na envolvente de instalações turísticas, etc.).</p>	<p>O turismo pode criar pressões sobre as áreas florestais quer na busca de produtos florestais, quer de actividades de animação turística (ex.: excursões com piqueniques e churrascos, por vezes não respeitando os períodos de risco de incêndio), quer mesmo na instalação de núcleos urbanizados (ou parques de campismo) que podem ser focos de despoletamento de fogos. A por vezes reduzida sensibilização dos turistas para os riscos de fazer fogo pode ser outro factor de pressão negativa, assentando o problema muito na sensibilidade dos turistas e dos operadores turísticos para o problema. Por outro lado o turismo ressent-se da existência de áreas ardidas porque a afluência turística pode reduzir-se e criar-se então um interesse por parte dos operadores numa mais eficiente protecção do meio natural. Certos tipos de turismo (ecoturismo) podem por seu lado também promover uma maior protecção do meio ambiente e educar para um comportamento mais responsável face ao fogo.</p>

8.2.1.3 S – State of the environment / Estado do ambiente

Definição: São as mudanças verificadas nos ecossistemas e águas pós-fogos. Os indicadores fazem a descrição da quantidade e qualidade dos fenómenos físicos (ex.: temperatura), biológicos (ex.: choque nos peixes) e químicos (ex.: concentrações de CO₂); podem descrever a floresta e os recursos em vida selvagem existentes, as concentrações de compostos e elementos químicos nas águas, o nível de ruído perto de aeroportos, etc.

Facto: a degradação dos solos e das águas leva a problemas de contaminação que

⁴⁵ E não apenas no despoletar dos fogos mas também na ocorrência de fenómenos catastróficos pós-fogo (como é o caso de grandes cheias ou grandes eventos erosivos).

afectam tanto a qualidade das águas para consumo humano como para as diversas comunidades aquáticas (peixes, salamandras, rãs, etc.), levando por vezes a contaminações por metais pesados (ex.: mercúrio – caso do Colorado) ou à eutrofização de corpos aquáticos. A degradação dos solos atinge também as comunidades microbianas do solo e pode levar ao desaparecimento de algumas espécies mais sensíveis, em especial se os fogos tiverem um período de recorrência curto. A degradação dos fogos também afecta as quantidades de água em certas fases do ciclo hidrológico (escoamento superficial aumentado e infiltração reduzida). Estas alterações, muito fortes logo após o fogo vão-se atenuando ao longo do tempo, dependendo da capacidade auto-regenerativa do ecossistema e das acções de mitigação dos danos/restauro do ecossistema.

Estado do ambiente (State of the Environment): após o fogo os ecossistemas são alterados. O coberto vegetal desaparece, uma série de espécies animais e vegetais desaparecem da região até se criarem de novo as condições necessárias para o seu reaparecimento (se os fogos não forem demasiado recorrentes para a capacidade de recuperação dessas espécies), **os solos ficam alterados** (camadas hidrofóbicas, comunidades microbianas destruídas nas camadas superficiais, matéria orgânica consumida pelo fogo) e mais susceptíveis à erosão. O aumento das condições de erosão podem tornar favoráveis a ocorrência de deslizamentos de terra e arraste de detritos (debris flows). Ao nível das **águas dá-se alteração ao nível qualitativo e quantitativo**, assim como de suporte das comunidades biológicas. Ao *nível quantitativo* o escoamento superficial é incrementado (reduzindo a quantidade que se infiltra no solo) em parte devido à perda de micro relevo e efeitos de barreira criados pela vegetação e em parte pela criadas pelas camadas hidrofóbicas que se criam ao nível sub-superficial do solo, embora estas últimas sejam rapidamente destruídas até pela própria erosão e tenham no geral curtos tempos de vida; a contribuição da vegetação para a infiltração por seu lado é perdida durante um espaço de tempo bastante mais considerável e no caso de grandes áreas aridas pode mesmo ocorrer efeitos em termos de precipitação por alteração dos microclimas (embora isto pareça ter ainda sido pouco estudado). As condições para escoamentos superficiais catastróficos ao longo das áreas aridas e consequente entulhamento das linhas de água e cheias são incrementadas. A redução da infiltração pode levar a alterações, pelo menos temporárias até as condições de infiltração não se restabelecerem, nos regimes das nascentes – e do escoamento de fundo para os cursos de água – das áreas afectadas. Ao *nível qualitativo*, os produtos de combate aos fogos, se alcançarem o meio hídrico, podem causar perturbações na sua qualidade mas estas são no geral circunscritas e reduzidas no tempo; as partículas de cinzas são outra fonte contaminante das águas, em especial das águas superficiais, embora os seus impactos sejam também de curta duração temporal mas, pelo contrário, tendem ter um amplo efeito em termos de área; as fontes de contaminação mais importante e prolongada, para os meios hídricos superficiais, são as que resultam do escoamento das áreas aridas, verificando-se a chegada aos meios hídricos de superfície não apenas de uma grande quantidade de sedimentos e matéria em suspensão como de elementos e compostos químicos (ex.: C, N, P, Mn, e mesmo nalguns casos Hg) que alteram a qualidade das águas e podem causar sérias rupturas no funcionamento dos sistemas de tratamento e abastecimento das águas às populações (já sem contar com as advindas de eventuais condutas de água danificadas com o próprio fogo ou nos

esforços para o seu combate) e aos ecossistemas; nas águas subterrâneas o principal problema de contaminação coloca-se pela infiltração das águas nos solos ardidos e que podem transportar poluente orgânicos e inorgânicos para os aquíferos e embora pareçam um pouco mais protegidas em termos de feitos nefastos dos fogos relativamente às águas superficiais, na realidade não estão imunes aos problemas de contaminação. O meio aquático não pode ser visto apenas como um recurso para a satisfação das necessidades humanas mas é também o habitat de uma grande variedade de espécies, algumas com interesse económico, mas todas elas importantes para o funcionamento do ecossistema e a sobrevivência das tais espécies de interesse comercial/recreativo (ex.: trutas, etc.); assim, ao *nível de suporte biológico*, a alteração da qualidade química devida aos fogos põe em stress ambiental diversas espécies de peixes, anfíbios e répteis (levando pelo menos temporariamente à desapareição de algumas espécies); esta é uma situação especialmente complicada quando os fogos ocorrem em áreas de reduzidas populações (em área e n.º de indivíduos) de espécies ameaçadas. É sempre de ter em conta que, num fenómeno dinâmico e temporalmente localizado como é o fogo, o factor tempo é importante e que os impactos do fogo sobre os solos, a água e os ecossistemas variam ao longo do tempo.

Indicadores para o estado do ambiente (State of the Environment): os indicadores do estado do ambiente são apresentados no quadro Quadro 141.

Quadro 141 – State of the Environment/Estado do Ambiente

Indicador	Relevância
<i>Pressures (Pressões ambientais)</i>	
<p>1. Parâmetros físico-químicos das águas⁴⁶ Este indicador utiliza os valores dos parâmetros físico-químicos da água após o fogo; alguns dos parâmetros mais significativos serão o C e o Mn, mas dependendo das regiões, outros indicadores (ex.: Hg ou K) podem ser importantes para avaliar do impacto do fogo na qualidade das águas; a análise da matéria em suspensão deverá também ser considerada dado o aumento da erosão dos terrenos ardidos e o transporte de sedimentos em suspensão nas águas que atingem o meio hídrico superficial; é importante também realizar a comparação com os dados de qualidade antes do fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: análises químicas das águas de escoamento superficial e subterrâneas das áreas ardidas (recolhas de campo logo após o fogo e ao longo do tempo de recuperação da área ardida); registo de análises da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (da área afectada) antes da ocorrência do fogo (situação de referência); comparação de dados entre a situação de referência e a situação pós fogo; monitorização de longo prazo para avaliar a evolução pós-fogo.</p>	<p>Este conjunto de parâmetros permite avaliar o impacto causado na qualidade das águas quer pelo fogo em si, quer até pelos produtos de combate aos fogos (embora estes últimos pareçam ter um reduzido impacto, confinado sobretudo às situações em que atingem directamente os corpos de água superficial, e de curta duração temporal). A alteração da qualidade das águas pode causar problemas no abastecimento, em especial ao funcionamento das estações de tratamento (ETA's) e sobretudo em relação com o aumento brusco dos teores de C nas águas que a elas chegam. A qualidade das águas subterrâneas parece pouco vulnerável aos fogos mas há sempre a possibilidade da infiltração de contaminantes, em especial se não se formarem no solo camadas hidrofóbicas ou estas forem quebradas durante as fases de recuperação da área ardida. Talvez os maiores riscos às águas subterrâneas se possam situar precisamente durante a fase de recuperação das áreas ardidas, sendo importante a monitorização.</p>

⁴⁶ cf. Laranjeira e Leitão, 2008: "Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos", Relatório 63/2008 – NAS, LNEC.

Indicador	Relevância
Pressures (Pressões ambientais)	
<p><u>2. Escoamento superficial</u> Este indicador é determinado a partir de medições de valores de escoamento superficial; estes valores devem incluir o escoamento “sheet-flow”, o escoamento em regueiras e ainda os caudais nas linhas de água da zona afectada, com cada um destes tipos de escoamento e respectivas medições devidamente identificados; deverá também obter-se os picos de cheia para pelo menos para os eventos de chuva mais intensos – fonte de dados para avaliação do indicador: dados de campo recolhidos quer em “micro-catchments” nas áreas ardidas, quer a partir de dados de caudal nas linhas de água que atravessam as áreas ardidas; deve haver também dados similares (ou pelo menos dos caudais das linhas de água) antes do fogo para obter uma clara imagem das alterações hídricas produzidas pelo fogo. Uma monitorização a longo prazo é útil para avaliar da evolução do escoamento superficial à medida que a área ardida regenera.</p>	<p>São um importante indicador da alteração do regime de escoamento – que tende a aumentar devido (1) à perda dos efeitos de micro relevo e de barreira criados pela vegetação e (2) à criação das camadas hidrofóbicas que ao nível sub-superficial do solo – após o fogo e um índice, ainda que indirecto, do potencial de erosão que possa vir a afectar a região ardida. Este aspecto pode interferir inclusive com o funcionamento das redes de abastecimento de água, além de colocar em risco as vidas e propriedades a jusante da área ardida. Este indicador pode permitir prever a eventual ocorrência de situações de risco (ex.: escoamentos superficiais catastróficos, com entulhamentos das linhas de água e a criação de condições de cheia) e auxiliar à tomada de decisões para minimizar tais situações de risco. A monitorização de longo prazo permite avaliar da velocidade e sucesso de recuperação da área ardida e diminuição de riscos associados ao escoamento superficial, permitindo escalonar no tempo a gestão no regime hídrico da área e acções de protecção contra os desastres citados.</p>
<p><u>3. Erosão</u> Este indicador, que avalia a erosão despoletada pelos fogos, é determinado a partir da medição das cargas sólidas transportadas pelos diferentes tipos de escoamento superficial assim como pela avaliação qualitativa e quantitativa da área erodida – fonte de dados para avaliação do indicador: medição em campo dos índices de erosão em regueira e inter-regueira (ao nível de micro-catchment ou a maior escala), medição das cargas sólidas ao nível dos micro-catchments, medição dos valores de sedimentos que chegam aos cursos de água a jusante das áreas ardidas, avaliação da alteração do relevo por comparação de fotografia aérea ou outras ferramentas de detecção remota.</p>	<p>Este indicador adverte para a chegada aos meios hídricos de superfície de sedimentos e matéria em suspensão (por vezes em grande quantidade) que alteram a qualidade das águas e aos ecossistemas e podem causar problemas às redes de abastecimento e estações de tratamento (ETA's) a jusante das áreas ardidas. Os indicadores de erosão são também de extrema importância porque podem advertir para o risco ou a eminência de deslizamentos de terras, “debris flows”, derrocadas, transporte de grandes cargas sólidas de efeito catastrófico a jusante das áreas ardidas, assim como de cheias. É também importante na avaliação da destruição do solo e seus impactos na regeneração do ecossistema.</p>
<p><u>4. Tipo de solo afectado</u> Este indicador identifica o tipo de solos ocorrentes na área ardida, pois o tipo de solo é um factor importante na criação de camadas hidrofóbicas, que afectarão o regime hídrico da área ardida – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas pedológicas.</p>	<p>O tipo de solos é um indicador importante porque está directamente relacionado com a formação de camadas hidrofóbicas (em especial a textura dos solos), com a sua susceptibilidade à erosão e com a quantidade de finos (ou mesmo de material menos fino) que pode ceder por suspensão ou arraste para as águas de escorrência.</p>
<p><u>5. Infiltração</u> Este indicador, que pretende definir as alterações na infiltração devido aos fogos, é determinado directamente a partir de infiltrómetros ou do registo de subida dos níveis de água em piezómetros que possam existir na área ardida; pode ser inferida indirectamente a partir da alteração no escoamento superficial, caso se conheça a situação de referência antes do fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: dados de campo obtidos por meio de infiltrómetros colocados na área ardida, medições de níveis de água em piezómetros situados na região, ou por inferência indirecta via variação dos valores de escoamento e medição e registo da variação dos caudais de nascentes; uma avaliação exclusivamente qualitativa pode ser inferida a partir da avaliação da cobertura pelas camadas hidrofóbicas.</p>	<p>Este indicador, de mais difícil avaliação do que os anteriores, tende a seguir a evolução inversa do escoamento superficial, mas a infiltração é importante para a regeneração do coberto vegetal e portanto da recuperação de todo o ecossistema e ciclo hidrológico da região, pois a regeneração das plantas é mais eficaz se o meio tiver absorvido quantidades suficientes de água. A infiltração é reduzida pelo aumento do escoamento superficial e pela ocorrência de camadas hidrofóbicas (embora estas tendam a ser rapidamente destruídas pela erosão) e pela perda do coberto vegetal. A redução da infiltração pode causar alterações, nos regimes das nascentes – e do escoamento de fundo para os cursos de água – das áreas afectadas.</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p>6. O tipo de meio natural afectado Este indicador relaciona-se com o tipo de floresta ardida, devendo considerar o tipo de floresta dominante (folhosas caducifólias, resinosas, etc.), a proporção de cada espécie na composição global da floresta, distribuição em área e valores de área de ocupação por tipo de espécie na área ardida – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de ocupação do solo, cartas de uso do solo, levantamentos da distribuição das diferentes espécies vegetais (em percentagem e em área) na área florestal; estes levantamentos devem ser pré-fogo mas no caso das espécies arbóreas dominantes poderá ter de se utilizar levantamentos de reconhecimento pós-fogo.</p>	<p>O tipo de floresta ardida interfere com a qualidade e quantidade dos recursos hídricos porque o tipo de espécies vegetais ardidas (1) assim como a manta morta que deixam no chão e é consumida pelo fogo condiciona a formação de camadas hidrofóbicas no solo (cf. ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/CA/programs/EWP/2007/SQI/Shydrophobic_soils.pdf), (2) geram tipos de cinzas diferentes, as quais por sua vez têm cargas poluentes distintas e que são mobilizadas pelas águas de escorrência na área ardida, (3) tem estratégias distintas de recuperação, assim como velocidades distintas de recuperação e estes dois aspectos podem intervir no funcionamento dos sistemas hídricos (por exemplo, certas espécies arbustivas e arbóreas têm uma grande necessidade de consumo de água na fase de crescimento ou de rebentamento após o fogo).</p>
<p>7. Stress sobre o meio natural: espécies resistentes Este indicador identifica o n.º de espécies sobreviventes na região após o fogo, a evolução na área de ocupação por espécie e no n.º de espécies que ressurgem naturalmente ao longo do tempo após o fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de ocupação dos solos antes e pós-fogo, inventário de campo após o fogo e monitorização da área ardida ao longo do tempo para a identificação de espécies, fotografia aérea ante-fogo e fotografia aérea pós-fogo, cartas de variação da ocupação do solo pós-fogo, por espécie e ao longo do tempo.</p>	<p>O tipo e n.º de espécies que sobrevive a um fogo tem impactos não apenas na velocidade de regeneração do ecossistema (ou da sua modificação, dependendo do tipo de espécies que sobrevivem, incluindo as invasoras) mas ao nível do ciclo hidrológico afecta: (1) o controle da erosão, (2) a qualidade das águas que atinge as linhas de água (em especial em termos de carga em suspensão), (3) o consumo de água (e a evapotranspiração) ao longo do período de regeneração do coberto vegetal, o que por sua vez pode ter efeitos ao nível por exemplo dos regimes dos caudais das nascentes ou do escoamento de base que atinge as linhas de água. De sublinhar que este é um processo dinâmico no tempo e é necessário que estes indicadores reflectam esta evolução temporal.</p>
<p>8. Características do fogo: severidade Neste indicador avalia-se o grau de severidade do fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: inventário de campo, inventários de bombeiros e outros serviços ligados ao combate aos fogos, eventualmente o uso a informação de detecção remota.</p>	<p>O grau de severidade de um fogo é um factor importante na formação de camadas hidrofóbicas nos solos; é também um factor importante na destruição da estrutura dos solos e no aumento da sua susceptibilidade à erosão; a severidade do fogo afecta ainda a capacidade de regeneração dos ecossistemas, podendo levar a um maior tempo de recuperação ou mesmo a uma modificação de longo prazo, o que pode ter consequências ao nível do funcionamento do ciclo hidrológico.</p>
<p>8. Características do fogo: intensidade Este indicador identifica a intensidade do fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: inventários de bombeiros e outros serviços ligados ao combate aos fogos, inventário de campo.</p>	<p>A intensidade de um fogo é também outro dos factores que influencia a formação de camadas hidrofóbicas no solo, logo no escoamento superficial e nos processos erosivos da área ardida.</p>
<p>8. Características do fogo: área ardida Este indicador referencia a área ardida – fonte de dados para avaliação do indicador: fotos aéreas, inventários de bombeiros e de outros serviços associados ao combate aos fogos.</p>	<p>A extensão da zona ardida é de significativa importância primeiro porque uma maior área ardida pode implicar um muito maior intervalo de tempo até que se dê a recuperação de uma cobertura vegetal mínima (e tem decerto implicações nas estratégias de recuperação dessa área). Quanto mais lenta for esta recuperação vegetal, maior o intervalo de tempo para a ocorrência de cheias, deslizamentos de terra, e outros desastres naturais. O simples facto de uma área ardida ser de grandes dimensões implica que a área susceptível a processos de erosão é maior (e estes serão de maior escala) e que o material mobilizável pela erosão será em maior quantidade; significa também que existirá maior quantidade de material em suspensão e dissolvido (das cinzas) nas águas de escorrência, e portanto os impactos da poluição das águas serão maiores. Uma maior área ardida onde existe escoamento superficial pouco controlado pela vegetação implica uma maior probabilidade de ocorrência de cheias de maior intensidade e extensão. Maiores áreas ardidas podem causar mudanças mais sensíveis nos ecossistemas, com eventuais modificações nos microclimas (se as áreas forem suficientemente extensas) e em consequência no funcionamento hídrico. O tempo mais longo de regeneração causará igualmente um tempo mais longo de modificações no regime hídrico até se voltar ao funcionamento inicial, se é que, em áreas de muito vasta extensão, tal retorno ao equilíbrio anterior chega sequer a ocorrer.</p>

Indicador	Relevância
<i>Pressures (Pressões ambientais)</i>	
<p><u>9. Habitats e áreas classificadas afectadas</u> Este indicador referencia as áreas de interesse para a bioconservação que foram afectadas pelos fogos, o que identifica não apenas perdas de habitats, espécies que ficam em maior risco, e perda de biodiversidade mas pode relacionar-se com inclusive aspectos adversos a áreas de protecção de recursos hídricos – fonte de dados para avaliação do indicador: inventários de áreas ardidas realizados pelo ICNB, inventários de bombeiros e de outros serviços associados ao combate aos fogos, inventários de associações de defesa da Natureza, inventários de institutos de investigação, inventariação de campo.</p>	<p>Embora este indicador se relacione mais com a biodiversidade e a perda de habitats e de espécies em risco, sucede que por vezes estas áreas classificadas de interesse natural são também importantes zonas de reserva do património hídrico, seja por corresponderem a zonas em que os recursos hídricos têm ainda uma grande qualidade (muito pouco poluídos), ou por englobarem áreas de recarga, de nascentes com propriedades físico-químicas especiais ou corpos de água superficial de especial interesse para o abastecimento público.</p>

8.2.1.4 I – Impacts resulting from changes in environmental quality / Impactos resultantes das modificações na qualidade do ambiente

Definição: Devido às pressões sobre os ecossistemas estes mudam e assim muda também (há impactos) as funções sociais e económicas dos ecossistemas. Os indicadores de Impacto descrevem estes impactos (ex.: a poluição do ar pode levar ao aquecimento global – efeito primário – que por sua vez provoca um aumento da temperatura – efeito secundário – o que pode causa um aumento do nível do mar – efeito terciário – e uma perda da biodiversidade)

Facto: os fogos provocam erosão dos solos, o que por sua vez reduz a capacidade da sua utilização agrícola ou de regeneração vegetal (em especial em zonas de grande declive e sensíveis); os sedimentos arrastados pela erosão provocam a contaminação e degradação dos cursos de água e cheias e a possível contaminação dos recursos hídricos subterrâneos; as cheias causam destruição de propriedades, bens e por vezes vidas humanas; todos estes processos causam perturbações na qualidade das águas e portanto no desempenho dos sistemas de tratamento e de abastecimento de água; e ao nível da biodiversidade pode levar à extinção de espécies de distribuição geográfica muito restrita, ao stress sobre várias outras e à redução de certas comunidades vegetais e animais mais vulneráveis aos fogos.

Impactos: os impactos dos fogos fazem-se sentir ao nível do solo, das águas e da biodiversidade. Nos solos é destruída a camada de cobertura/orgânica, as comunidades microbiológicas do solo, a matéria orgânica mais ou menos decomposta presente à superfície, e a camada vegetal protectora da erosão; assim os solos ficam muito vulneráveis à erosão e essa vulnerabilidade é tanto maior quanto maior for a severidade do fogo, a sua extensão e o declive dos solos. O cozimento dos solos e a criação de camadas hidrofóbicas também alteram o funcionamento hídrico dos solos, reduzindo a sua capacidade de infiltração e aumentando o escoamento superficial (outra das forças motrizes para a erosão). Nas águas os impactos fazem-se sentir na alteração da qualidade das águas, sobretudo superficiais, o que origina problemas nas redes de abastecimento, quer porque um conjunto de fontes de abastecimento ficam contaminadas (ex.: rios e lagos como bebedouros de animais, zonas de captação de

água superficial, furos de captação) quer porque muitos dos sistemas de tratamento não conseguem lidar com os acréscimos súbitos de contaminantes como por exemplo o C; outro problema potencialmente associado resulta nas alterações dos regimes de infiltração que, ao serem reduzidos, podem afectar os regimes das nascentes ou da recarga de aquíferos, embora se suponha que estes efeitos sejam de relativa curta duração (embora estudos de pormenor sobre isto devessem ser realizados). Ao nível dos ecossistemas os fogos alteram as suas funcionalidades sociais e económicas, ao fazerem desaparecer pelo menos temporariamente produtos e fontes de rendimento da floresta, ao destruírem a resiliência dos sistemas, colocando sob risco comunidades a jusante (ex.: via cheias e desmoronamentos de terras), havendo sempre a possibilidade das áreas ardidas, pelo menos nas zonas mais degradadas ou de fogos mais recorrentes virem a ter o seu coberto florestal pelo menos parcialmente invadido por exóticas ou invasoras. As espécies cinegéticas, pelo menos durante algum tempo, não povoarão as áreas ardidas e ao início os seus repovoamentos poderão ser reduzidos, embora os graus de afectação variem de espécie para espécie. Ao nível dos rios e dos lagos as alterações na qualidade das águas podem fazer desaparecer certas espécies, causar problemas de eutrofização, levar ao stress e a doenças sobre espécies com valor económico e limitar ou eliminar actividades piscícolas e de aquacultura, pelo menos até à recuperação do sistema. Os fogos destroem ainda a qualidade da paisagem, o que pode ter como impactos uma redução acentuada das actividades turísticas de visitação (e outras) nas áreas afectadas. De referir ainda os prejuízos que os fogos causam nas propriedades das pessoas e até mesmo sobre as saúdes das populações nas áreas afectadas pelos fogos e pela dispersão de fumos e cinzas.

Indicadores de Impactos: os indicadores de impactos são apresentados no Quadro 142.

Quadro 142 – Impacts from Changes in Environmental Quality/Impactos das Mudanças na Qualidade Ambiental

Indicador	Relevância
<i>Pressures (Pressões ambientais)</i>	
<p>1. Degradação da qualidade da água Este indicador utiliza os valores dos parâmetros físico-químicos das águas pós-fogo, comparando-os com os valores definidos na legislação da qualidade das águas, permitindo assim avaliar o impacto dos fogos sobre as massas de água e a sua potencial inadequação os usos para que são exploradas; caso existam dados anteriores ao fogo a avaliação deste impacto será muito mais exacta e completa – fonte de dados para avaliação do indicador: análises de águas superficiais e subterrâneas recolhidas na área ardida após o fogo; comparação com eventuais dados de qualidade para a região antes da ocorrência do fogo.</p>	<p>Os fogos alteram, como já se viu, a qualidade das águas, sobretudo superficiais, o que origina problemas quer ao nível dos ecossistemas, quer nas redes de abastecimento, podendo levar à contaminação e inutilização de fontes de abastecimento (ex.: rios e lagos usados como bebedouros de animais, zonas de captação de água superficial, furos de captação). Este indicador permite assim medir o impacto dos fogos na qualidade das águas e aferir dos potenciais problemas que da degradação da sua qualidade possam ocorrer para os vários tipos de consumos humanos e para os próprios ecossistemas.</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p><u>2. Disrupção das estruturas de abastecimento</u> Este indicador avalia os impactos dos fogos sobre os sistemas de abastecimento de água devidos a disfunções nas estações de tratamento de águas (ETA's), rupturas físicas das redes de abastecimento e contaminação das fontes de abastecimento – fonte de dados para avaliação do indicador: estes dados podem vir de câmaras ou empresas de abastecimento de águas e referirão: (1) incidentes nas estações de tratamento (águas que saem das estações de tratamento sem a qualidade devida), (2) n.º de dias ocupados por estes incidentes, (3) prejuízos económicos resultantes destes incidentes, (4) extensão de redes de abastecimento com rupturas devido aos efeitos dos fogos, (5) áreas de abastecimento afectadas por estas rupturas, (6) eventuais alterações aos custos de tratamento da água.</p>	<p>Um dos efeitos dos fogos é o de contaminar os recursos hídricos superficiais, causando impactos sobre as redes de abastecimento de água, quer pela ruptura física destas redes e conseqüente contaminação das águas por entrada de cinzas e sedimentos na rede de abastecimento, quer pela entrada súbita nas estruturas de captação e tratamento de um conjunto de poluentes para os quais as ETA's têm dificuldades de processamento. É por exemplo o caso dos súbitos aumentos das concentrações de C em rios e albufeiras que são fontes de abastecimento e que inviabilizam o tratamento por cloragem das águas. Estas situações acarretam custos que vão desde ao aumento dos cursos associados ao tratamento até aos custos associados ao encerramento temporário das ETA's e a substituição por fontes de abastecimento alternativas (mais caras e menos eficazes como por exemplo os camiões-cisterna).</p>
<p><u>3. Cheias</u> Este indicador avalia o impacto das cheias sobre os sistemas humanos e naturais, considerando as áreas afectadas pelas cheias, quer em hectares de área quer em distribuição espacial – fonte de dados para avaliação do indicador: fotografias aéreas e de satélite, levantamentos dos serviços de hidráulica, registos de níveis e picos de cheia.</p>	<p>Um dos impactos dos fogos é o aumento do escoamento superficial e a aceleração da sua resposta aos eventos de chuva, com a chegada muito rápida de grandes quantidades de água às linhas de água, por vezes associada uma carga sólida elevada que favorece o entupimento das linhas de água de menor dimensão; assim as águas são canalizadas para zonas a jusante da área ardida, propiciando condições para ocorrência de cheias por vezes súbitas.</p>
<p><u>4. Erosão</u> Este indicador determina os impactos devidos à erosão das áreas ardidas quer nestas áreas quer e especialmente a jusante delas, avaliando apenas os aspectos não económicos destes impactos – fonte de dados para avaliação do indicador: avaliação por levantamento de campo do volume de sedimentos transportados; avaliação de áreas de deposição de sedimentos por levantamento de campo, fotografia aérea e outros métodos de detecção remota; avaliação de áreas e volumes de materiais afectados por deslizamentos de terras, debris flows e desmoronamentos, detecção remota e levantamento de campo; definição por fotografia aérea da área e extensão dos cursos de água afectados.</p>	<p>Com o fogo é destruída a cobertura orgânica, a estrutura do solo e a camada vegetal protectora, deixando os solos muito vulneráveis à erosão, sendo essa vulnerabilidade tanto maior quanto maior for a severidade do fogo, a sua extensão e o declive da área ardida. O aumento da susceptibilidade dos solos à erosão leva a que se criem condições propícias a eventos de grande dimensão, por vezes catastrófica, de erosão que podem afectar grandes áreas, grandes volumes de materiais e ameaçar vidas humanas, estruturas e propriedades, sem contar já com todos os impactos adversos sobre os ecossistemas sobre os quais estes processos erosivos ocorrem.</p>
<p><u>5. Alteração nas taxas de infiltração</u> Este indicador pretende avaliar o impacto das alterações da infiltração sobre o regime hídrico da área afectada pelo fogo, em particular sobre o regime das nascentes e do caudal de base dos rios – fonte de dados para avaliação do indicador: registo da variação dos caudais de nascentes, avaliação das alterações do caudal de base dos cursos de água, avaliação do stress sobre as comunidades ribeirinhas (e na dependência directa das nascentes) devido a estas alterações no regime hídrico.</p>	<p>Os fogos, devido à perda da camada vegetal do solo e à formação de camadas hidrofóbicas, causa mudanças nos regimes de infiltração, o que afecta os regimes das nascentes e recarga de aquíferos, supondo-se contudo que estes efeitos sejam de relativa curta duração (embora estudos de pormenor sobre isto devessem ser realizados).</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p><u>6. Prejuízos e vidas e bens humanos</u> Este indicador pretende definir os danos provocados pelos fogos sobre as propriedades/bens humanos, desde a destruição de floresta de propriedade individual, à destruição de casas, infra-estruturas e locais de interesse histórico/arqueológico devido quer aos efeitos directos do fogo, quer aos processos destruidores que ele despoleta – fonte de dados para avaliação do indicador: áreas ardidadas de propriedade individual, prejuízos na exploração económica das áreas ardidadas, registos de companhias de seguros sobre as participações de sinistros devidos ao fogo, fotos aéreas e levantamentos de campo para identificação das zonas destruídas pelo fogo (n.º de habitações, tipo, n.º e extensão de infra-estruturas, locais histórico/arqueológicos, etc.) e/ou processos subsequentes de cheias e erosão catastrófica, registos de serviços de emergência quanto a evacuação de populações (n.º de pessoas, áreas afectadas, grau de severidade), prejuízos económicos resultantes destes desastres (fogo, erosão, cheias).</p>	<p>Quer por efeito directo das chamas, quer pelos efeitos dos fenómenos que despoleta – cheias, processos erosivos catastróficos – os fogos podem causar graves prejuízos aos bens e estruturas humanas, especialmente se se estenderem até à interface com zonas urbanas.</p>
<p><u>7. Efeitos adversos sobre a saúde das populações</u> Este indicador pretende avaliar os impactos dos fogos sobre a saúde pública – fonte de dados para avaliação do indicador: registos de saúde sobre o n.º e gravidade de crises respiratórias devidas a inalações de fumos e poeiras (centros de saúde, hospitais, bombeiros, clínicos privados), registos de mortes pelo fogo, cheias e processos erosivos catastróficos.</p>	<p>Os fogos têm também impactos sobre a saúde das populações, em especial se ocorrerem em áreas já com elevado nível de poluição atmosférica (ex.: fogos nos chaparraís dos arredores de Los Angeles), devido à dispersão de fumos e cinzas.</p>
<p><u>8. Stress sobre o meio natural: meio hídrico e eutroficação</u> Este indicador pretende avaliar os impactos dos eventos de eutroficação que por vezes ocorrem após os fogos, devido ao acarreio excessivo de nutrientes provindos da erosão e transporte dos solos para os meios hídricos a jusante da área ardida – fonte de dados para avaliação do indicador: recolha de amostras de campo e análise da quantidade de oxigénio dissolvido, amostragem de campo para contagem de algas (densidade de indivíduos e tipos de algas), registos por observação visual ou avaliação de fotografia aérea ou outros processos de detecção remota da ocorrência de explosões de algas, sua intensidade, extensão e duração, avaliação do n.º de peixes ou outros animais mortos (inclusive gado) ou com saúde afectada pela eutroficação e/ou eventos associados.</p>	<p>Nalguns casos referidos na literatura os fogos causam nos corpos de água a jusante das áreas ardidadas eventos de eutroficação devido ao excesso de nutrientes que a tais águas chegam por erosão descontrolada dos solos nas regiões ardidadas. A eutroficação resulta sobretudo do aporte excessivo de azoto e fósforo, o que dá origem às explosões de algas e consequente cadeia de eventos biológicos que levam à degradação da qualidade das águas, podendo pôr em risco os ecossistemas aquáticos e provocar a morte de numerosos dos seus indivíduos (mortandades de peixes, etc.). Por vezes o próprio gado doméstico é afectado por estes problemas ao consumir águas dos rios e lagos afectados por este problema. Esta é uma das razões porque em grandes fogos florestais nos Estados Unidos são dados alertas para o não consumo de água, mesmo para o gado, nas águas das áreas ardidadas e directamente afectadas directamente a jusante.</p>
<p><u>9. Stress sobre o meio natural: efeitos sobre as espécies do habitat florestal e meio hídrico associado</u> Este indicador tenta avaliar o stress causado pelo fogo sobre plantas, peixes, anfíbios e répteis; é também importante conhecer os impactos sobre as micro-comunidades biológicas do solo mas admite-se que este seja um conhecimento de muito mais difícil obtenção – fonte de dados para avaliação do indicador: taxas de doenças nas plantas e animais sobreviventes, incidência de ataques por pragas nas plantas sobreviventes, desaparecimento de espécies animais e vegetais, alterações no tipo e densidade das espécies animais do meio aquático e do meio terrestre, taxas e velocidade de repovoamento de espécies animais da área ardida e respectiva identificação, identificação das espécies animais com maior sucesso de repovoamento a curto, médio e longo prazo, identificação da extensão de área ardida de ocupação por espécies ameaçadas, alteração após fogo das populações de espécies ameaçadas (em n.º de indivíduos e área ocupada).</p>	<p>O fogo provoca alterações nos ecossistemas que leva à imposição de stress sobre as comunidades animais e vegetais, levando ao desaparecimento temporário (ou por vezes permanente) destas espécies. Não são apenas os macro-ecossistemas a serem afectados mas também os micro-ecossistemas dos solos, os quais são de extrema importância para as funções do solo e para a fixação das plantas e consequente estabelecimento das comunidades animais. O meio aquático é o habitat de várias espécies, todas importantes para o funcionamento do ecossistema e a alteração da qualidade química da água devida aos fogos põe em stress ambiental diversas espécies de peixes, anfíbios e répteis (podendo levar pelo menos temporariamente à desaparecimento de algumas espécies); esta é uma situação especialmente complicada quando os fogos ocorrem em áreas de reduzidas populações (em área e n.º de indivíduos) de espécies ameaçadas.</p>

Indicador	Relevância
<i>Pressões (Pressões ambientais)</i>	
<p>10. Alterações aos ecossistemas pós-fogo e suas funções: componente vegetal</p> <p>Este indicador pretende avaliar as alterações ao funcionamento dos ecossistemas causadas pelos fogos, na vertente da alteração da vegetação, pois os fogos podem gerar alterações nas densidades de povoamento das diversas espécies, ou promover mesmo a substituição de certas espécies por outras mais resilientes aos fogos. Será também importante avaliar o que estas alterações ao coberto vegetal acarretam para o funcionamento hídrico da área afectada; este aspecto tem ainda poucos estudos e embora se refira um indicador separado para este aspecto, ele não será desenvolvido neste quadro – fonte de dados para avaliação do indicador: avaliação de campo de densidades populacionais de diferentes espécies vegetais pós-fogo; taxas e velocidade de repovoamento/regeneração por espécie vegetal da área ardida; identificação das espécies vegetais com maior sucesso de repovoamento a curto, médio e longo prazo; n.º e tipo de espécies desaparecidas (curto prazo, médio prazo, longo prazo); percentagem e velocidade de colonização pelas espécies nativas na área antes do fogo; percentagem e velocidade de colonização por espécies invasoras; identificação das espécies substituídas por novas espécies (incluindo infestantes e exóticas/invasoras) e respectivas taxas de substituição; cartas de variação da ocupação dos solos pós-fogo (por levantamento de campo, fotografia aérea e outras ferramentas de detecção remota), devendo realizar-se actualizações periódicas para seguir a evolução do ecossistema.</p>	<p>O stress imposto pelo fogo às comunidades vegetais pode afectar as taxas de recuperação e os tempos de recuperação dos ecossistemas, podendo nalguns casos nunca se verificar uma recuperação total destes. Um dos problemas comuns ao nível do coberto vegetal é o das espécies invasoras que não é raro aproveitarem a destruição da vegetação nativa para iniciarem a colonização das áreas ardidas. Esta colonização por invasoras pode, em diversos casos, retardar o crescimento da floresta ou chegar ao ponto de substituir por completo o ecossistema antigo por ecossistemas novos, com um coberto vegetal (e consequentes necessidades hídricas e de controlo do escoamento superficial, evapotranspiração e recarga distintas). Nos casos de zonas mais degradadas e com fogos com um muito curto intervalo de recorrência a substituição do ecossistema pode ser completa, para espécies que beneficiam da existência e de ciclos mais curtos de fogo; em muitos casos estas espécies são ou invasoras ou espécies que não pertenciam ao grupo de espécies dominantes.</p>
<p>11. Alterações aos ecossistemas pós-fogo e suas funções: componente hídrica</p> <p>Este indicador pretende avaliar as alterações ao funcionamento dos ecossistemas causadas pelos fogos, na vertente recursos hídricos dado que uma alteração no coberto vegetal comporta alterações no ciclo hídrico. Estas variações também têm uma componente de variabilidade temporal, que depende do ciclo de regeneração do coberto vegetal, quer este retorne ao estado ante-fogo, quer este sofra alterações na sua composição florística – fonte de dados para avaliação do indicador: este aspecto necessita de um significativo esforço de investigação dado que é ainda muito pouco compreendido.</p>	<p>O stress imposto pelo fogo às comunidades vegetais pode afectar as taxas de consumo de água e evaporação por parte do coberto vegetal, num processo que variará ao longo do tempo de recuperação da área ardida, como indiciam alguns estudos realizados na Austrália.</p>
<p>12. Alterações no potencial económico das áreas ardidas</p> <p>Este índice pretende avaliar o impacto dos fogos sobre o potencial económico das áreas ardidas, não no da exploração económica da floresta (avaliado no ponto 6.) mas de outras actividades relacionadas com a floresta e recursos hídricos associados, como sejam o turismo, a caça, a pesca e a aquacultura – fonte de dados para avaliação do indicador: avaliação das modificações do valor estético da paisagem, taxas de alteração na ocupação de estruturas hoteleiras e visitação turística, taxas de alteração na utilização (n.º de horas, n.º de pessoas, etc.) das estruturas de recreio, alteração no tipo de actividades de recreio na área ardida (ao nível dos meios hídricos e dos ecossistemas terrestres), prejuízos nas actividades pesqueiras e de aquacultura nos cursos de água e lagos afectados, mudanças nas actividades cinegéticas e piscatórias (n.º de caçadores e/ou pescadores que afluem às áreas afectadas após o fogo, efectivos abatidos e de quais espécies).</p>	<p>Os fogos destroem a qualidade (valor estético) da paisagem, o que pode originar uma redução acentuada das actividades turísticas de visitação (e outras) nas áreas afectadas. As espécies cinegéticas, pelo menos durante algum tempo, não povoarão as áreas ardidas e ao início os seus repovoamentos poderão ser reduzidos, embora os graus de afectação variem de espécie para espécie. Ao nível dos rios e dos lagos as alterações na qualidade das águas podem fazer desaparecer certas espécies com valor económico, ou gerar sobre estas uma maior taxa de incidência de doenças, limitando ou eliminando actividades piscícolas e de aquacultura, pelo menos até à recuperação do sistema.</p>

8.2.1.5 R – Response to these changes in the environment / Respostas a estas alterações no ambiente

Definição: São as respostas por parte da sociedade para prevenir, compensar, melhorar ou adaptar às mudanças no estado do ambiente (mitigação, estratégias de prevenção para o futuro). Indicadores de resposta são a quantidade de carros com catalisadores, híbridos ou as taxas de reciclagem dos lixos domésticos.

Facto: as consequências adversas dos fogos levam a perdas económicas, sociais e por vezes de vidas humanas, sem contar com a perda de biodiversidade, no caso em que os fogos se desencadeiam com frequências e intensidades cada vez maiores, e que por este motivo impedem os ecossistemas ou pelo menos parte das suas espécies de recuperar. Este problema é ainda mais complicado pelo facto das alterações climáticas tenderem, na zona mediterrânica, a aumentar o número, frequência e intensidade dos fogos, assim como as áreas aridas; nas áreas de bordadura da faixa mediterrânica as alterações climáticas podem vir a criar condições para o estabelecimento de ciclos de fogos florestais em áreas que actualmente não os registam ou possuem uma muito reduzida taxa da sua incidência. Os fogos causam também impactos adversos ao nível dos recursos hídricos, degradando a sua qualidade, o que pode ser um problema particularmente grave em regiões em que a qualidade destes seja já baixa (ex.: zonas do Colorado já com problemas de Hg e que após os fogos vêm estes teores ultrapassarem os limiares de segurança) e são um importante factor de desestabilização dos solos, levando a um aumento da erosão, e no caso de fogos de grande severidade, a uma redução da produtividade dos solos (http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf), o que se pode traduzir por uma perda real de solo agrícola, que é um recurso virtualmente não renovável. Este conjunto de situações leva a que as sociedades tenham de agir. As medidas de acção podem ser preventivas (prevenir o fogo) ou de mitigação (minimizar os impactos do fogo) ou de adaptação (no caso das alterações climáticas, que não podem ser detidas e repostas a zero, com a adopção de novas práticas de silvicultura, de gestão da floresta, de protecção das povoações na envolvência das áreas de risco de fogo, etc.)

Resposta: os tipos de acções que se podem e têm realizado como resposta ao controlo e redução dos efeitos negativos do fogo abrangem duas linhas de acção: (1) A Prevenção; (2) A Mitigação. A prevenção abrange não apenas as acções no terreno mas uma área mais alargada de acção que inclui a educação das populações e as condicionantes económico-sociais e culturais das populações face ao fogo e ao balanço risco/benefícios que ele constitui para essas mesmas populações; as estratégias de prevenção, para serem bem sucedidas têm, entre outros aspectos económico-sociais, de responder às necessidades que originam os fogos ocupacionais. As respostas na **área da Prevenção** incluem: (a) criar cartografia de carga de combustível e de risco de fogo, (b) criação de índice de potencial de fogo, (c) avaliar a evolução temporal e espacial dos fogos à luz das variações económicas e sociais, assim como das alterações climáticas, (d) limpeza planificada dos matos e gestão de resíduos, (e) boa vigilância, (f) implementação no terreno de brigadas de 1ª intervenção, (g) campanhas dissuasoras da eclosão dos fogos (campanhas de educação, trabalho e apoio com as comunidades rurais dependentes dos fogos ocupacionais, apoio técnico a estas comunidades

em particular com os fogos controlados, etc.), (h) criação de uma ocupação do solo complexa, em mosaico com diferentes áreas de ocupação do solo distintas e que possam servir ao mesmo tempo de barreira ou pontos de controlo ao fogo, (i) mudança para florestas mais resistentes aos fogos, onde tal seja ecologicamente viável, (j) controlar e/ou impedir modificações de uso do solo nas áreas ardidas, pelo menos para instalação de florestas com mais sensibilidade ao fogo, (k) criação de código de boas práticas de fogo, (l) criação de calendários para os fogos controlados, dependendo das condições climáticas, do estado da vegetação, das necessidades das populações dependentes dos fogos ocupacionais, etc. As respostas na **área da Mitigação** incluem: (a) cartas de risco de erosão, (b) cartas de risco de incremento do escoamento superficial, (c) cartas de risco de cheia, (d) cartas de risco de deslizamentos/desmoronamentos, (e) acções de cobertura dos solos pós-fogo para minimizar a perda de nutrientes e a erosão dos solos, (f) terraceamentos ou lavras segundo direcções perpendiculares ao maior declive, (g) barreiras de protecção à erosão (barreiras de troncos, barreiras de troncos e resíduos vegetais, etc.), (h) protecção de faixas de vegetação na bordadura das linhas de água (a realizar durante o combate ao fogo) ou criação deste tipo de faixas, de natureza herbácea, no pós-fogo, (i) recolha das lenhas ardidas sempre que isso for considerado ideal, (j) protecção às áreas de recuperação natural, (k) reflorestação, (l) identificação dos tipos de carga poluente associados ao fogo em função do tipo de vegetação ardida, (m) criação de estruturas de intercepção a pequena escala, das águas de escorrência, (n) desintegração da camada hidrofóbica do solo, (o) filtragem das águas por areias, (p) desvios de águas superficiais especialmente poluídas de zonas de captação ou instalações de tratamento, (q) desvios dos escoamentos superficiais para canais de águas subterrâneas, (r) avaliação das áreas afectadas pela deposição de cinzas e fumos, (s) aplicação de técnicas de minimização dos efeitos das cinzas e fumos sobre os recursos hídricos e sobre a saúde das populações.

Indicadores de Resposta: os indicadores de resposta são apresentados no Quadro 143 tanto para a (1) *Resposta no âmbito da prevenção* como para a (2) *Resposta no âmbito da mitigação*.

Quadro 143 – Responses to Changes in the Environment/Respostas às Mudanças no Ambiente

Indicador	Relevância
<p><i>Pressures (Pressões ambientais)</i></p> <p>1. Prevenção: cartografia de prevenção Este indicador pretende avaliar da eficácia da realização de cartografia destinada a planificar eficazmente medidas de prevenção dos fogos. Esta cartografia inclui mapas de carga de combustível, de risco de fogo, de index de potencial de fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: mapas de áreas ardidas, classificação da taxa de incidência de fogos severos, estatísticas de ocorrências de fogos nas áreas onde foi feita esta cartografia versus ocorrências de fogos nas áreas onde esta cartografia não existe.</p>	<p>A cartografia de “prevenção” é um importante auxiliar para identificar áreas especialmente vulneráveis à eclosão de fogos, áreas com potencial para grande severidade dos fogos uma vez estes desencadeados, e áreas que devido às suas características tornem especialmente difícil o combate ao fogo. Identificadas estas áreas é possível definir estratégias de acção preventivas, e portanto esta cartografia é um instrumento básico para a definição de medidas eficientes de prevenção e combate ao fogo.</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p><u>2. Prevenção: limpeza de matos e gestão de resíduos</u> Este indicador pretende avaliar a eficácia da limpeza planificada dos matos e da gestão adequada dos respectivos resíduos de limpeza no controle e prevenção dos fogos, ao mesmo tempo que preferencialmente gera dividendos económicos – fonte de dados para avaliação do indicador: volumes de matos retirados, taxas de severidade dos fogos nas áreas limpas, taxas de frequência dos fogos nas áreas limpas, n.º de fogos nas áreas limpas, comparação destes valores com as taxas de incidência dos fogos, sua intensidade, severidade e área ardida em áreas de coberto vegetal semelhante mas não sujeito a intervenções de limpeza, identificação dos tipos de destinos dados aos resíduos da limpeza dos matos e avaliação do seu desempenho quanto a rendimento económico.</p>	<p>A limpeza dos matos é uma das medidas consideradas mais importantes para a prevenção contra os fogos pois ao diminuir-se a carga combustível de uma dada região reduz-se fortemente o potencial tanto para a eclosão do fogo como para a sua intensidade, severidade, velocidade e área de propagação. É importante assim definir estratégias eficientes de limpeza dos matos, que ao mesmo tempo acomodem as necessidades das populações (pastores, agricultores, etc.) e avaliar dessa eficiência com vista à sua melhoria ou substituição por outras mais adequadas à zona em causa. A definição de destinos finais dos resíduos de limpeza e respectivo potencial lucrativo pode ajudar na exploração de mercados para a colocação destes materiais, tornando mais lucrativa esta actividade.</p>
<p><u>3. Prevenção: vigilância</u> Este indicador pretende avaliar a eficácia das estratégias implementadas de vigilância no terreno, e que passam pela criação no terreno de sistemas de vigilância automática (incluindo detecção remota) ou brigadas humanas fixas ou móveis, e brigadas de 1ª intervenção – fonte de dados para avaliação do indicador: n.º de fogos detectados, n.º de fogos combatidos e extintos nas fases iniciais de desenvolvimento, n.º de fogos que não se extinguiram nas fases iniciais de desenvolvimento, taxa de incidência de grandes fogos nas áreas vigiadas, taxa de incidência de fogos de grande severidade nas áreas vigiadas, taxas de detecção de fogos por cada tipo de sistema de detecção, taxas de sucesso na extinção de fogos nas fases iniciais de desenvolvimento por sistema acoplado de vigilância + 1ª intervenção.</p>	<p>A vigilância é outro importante factor de prevenção e combate ao fogo. Uma vigilância eficiente, em especial se conjugada com uma primeira intervenção de combate eficaz, permite a extinção de um grande número de fogos na sua fase inicial, impedindo assim que estes atinjam grandes dimensões, reduzindo a incidência do número de fogos de grande extensão, intensidade e severidade.</p>
<p><u>4. Prevenção: estruturas de ocupação do solo</u> Este indicador procura avaliar a eficiência de diferentes tipos de estrutura de ocupação do solo no combate à propagação do fogo e à redução da sua severidade e das áreas ardidas. Uma das estratégias pode ser a criação duma ocupação complexa do solo, com diferentes áreas de ocupação/uso do solo, capazes de servir de barreira ou controlo do fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de ocupação vegetal, cartas de uso do solo, avaliação das taxas de incidência, extensão e severidade dos fogos para os diferentes tipos de estruturação de ocupação do solo.</p>	<p>A estrutura de ocupação do solo é um mecanismo considerado por diversos autores como sendo de significativa importância no controlo da velocidade de propagação do fogo, e inclusive de características como a severidade e intensidade deste. Na bibliografia é referido que uma ocupação em mosaico costuma provocar uma redução na velocidade de propagação do fogo e não raro na extensão da área ardida, da intensidade, duração e severidade do fogo.</p>
<p><u>5. Prevenção: modificação da constituição das florestas</u> Este indicador pretende avaliar a eficácia da alteração composicional das florestas no controle dos fogos e, consoante a região ecológico/climática, qual o tipo de constituição florestal mais resistente ao fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: cartas de ocupação vegetal, cartas de distribuição de espécies (densidades, distribuição espacial, espécies presentes) nas áreas florestais, avaliação das taxas de incidência, severidade e recorrência dos fogos para as florestas com diferentes constituições de espécies, identificação das espécies mais resistentes ao fogo e seus diversos graus de severidade, identificação das composições florestais mais resistentes ao fogo e aos seus diversos graus de severidade por área ecológico-climática, velocidades de recuperação das florestas para diferentes constituições de espécies, tendências de evolução das taxas de incidência de fogos e sua severidade para florestas para diferentes constituições de espécies.</p>	<p>A constituição das florestas em termos de espécies e densidade de espécies é referida por alguns autores como sendo de importância no controlo da propagação do fogo, na evolução da sua intensidade e severidade e também na velocidade de regeneração da área ardida. Certas florestas são especialmente propensas à ocorrência do fogo, e algumas – pinhais nas zonas mediterrânicas – tendem inclusive a ter tempos de recorrência de fogos bastante mais curtos do que as florestas de caducifólias. No entanto, ao actuar na modificação da constituição das florestas – e este aspecto aplica-se especialmente às florestas industriais – deve ter-se sempre em consideração a distribuição ecológica das espécies com que se pretende trabalhar pois a introdução de espécies fora da sua área de distribuição ecológica pode ter efeitos adversos nos ecossistemas ou provar-se de fraca eficácia.</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p>6. Prevenção: controlo das modificações radicais ao uso do solo</p> <p>Este indicador pretende avaliar a eficácia das medidas de manutenção do uso do solo após os fogos, destinadas a controlar e/ou impedir alterações ao uso do solo nas áreas ardidas, e que possam constituir um incentivo para a eclosão de fogos provocados – fonte de dados para avaliação do indicador: tendências evolutivas na frequência de eclosão de fogos, considerando apenas os de origem humana, em áreas onde são proibidas alterações ao uso do solo (passagem de floresta tradicional a floresta industrial, de zona agrícola/floresta a urbanizações, etc.); tendências evolutivas na frequência de eclosão de fogos, considerando apenas os de origem humana, em áreas onde estas alterações ao uso do solo são (ou foram) permitidas; comparação entre estas tendências evolutivas.</p>	<p>As alterações ao uso do solo são consideradas, por parte de alguns autores, um factor promotor da eclosão de fogos de origem humana, de forma a obter território para instalar novas actividades. Um dos exemplos mais expressivos, nos países tropicais, é a queima de floresta para a criação de campos agrícolas (incluindo grandes plantações industriais e grandes áreas de pastagens). No entanto esta mesma pressão para uma nova ocupação dos solos pode ocorrer também nos países da faixa mediterrânica, quer para a para instalação de florestas com um mais rápido tempo de retorno dos lucros de exploração (ex.: pinhais, mas que têm como lado adverso uma maior sensibilidade ao fogo), quer para a instalação de urbanizações ou outros tipos de ocupação do solo, diferentes da original. Alguns autores defendem que a proibição destas mudanças radicais de uso do solo nas áreas ardidas funciona como um dissuasor para a eclosão de fogos não espontâneos.</p>
<p>7. Prevenção: campanhas de educação na prevenção de fogos</p> <p>Este indicador avalia a eficácia de diferentes tipos de campanhas de prevenção de fogos. Estas campanhas podem ser (1) de sensibilização para o problema dos fogos e a sua prevenção, (2) apoio técnico às comunidades rurais dependentes dos fogos ocupacionais, em especial na sua realização ou na implementação de medidas alternativas ao fogo – fonte de dados para avaliação do indicador: tendências de evolução da severidade e frequência dos fogos nas zonas onde foi realizado apoio técnico às comunidades rurais, e em zonas similares mas sem apoio técnico, tendências de evolução no n.º de fogos de origem humana (e que não provenham de acções controladas) nestas áreas de actuação; avaliação sociológica da eficácia de diferentes campanhas de sensibilização para diferentes públicos-alvo.</p>	<p>As campanhas de prevenção podem tornar-se um dissuasor para a realização descuidada de fogo mas a sua eficiência depende bastante do tipo de campanha, sua estrutura e sua objectividade dirigida a diferentes públicos-alvo. Um público-alvo mais cidadão que vai aos fins-de-semana para o campo terá sensibilidades, prioridades e visões do fogo distintas das das comunidades rurais e para as campanhas serem eficazes terão de estar cientes e acomodarem estas diferenças. O apoio técnico às comunidades rurais, em especial na questão dos fogos ocupacionais/controlados, poderá ser uma ferramenta importante na dissuasão da realização individual de fogos por vezes com muito pouco ou nenhum controle; contudo esta ferramenta está ainda pouco estudada para a realidade portuguesa e admite-se que apenas poderá ter resultados eficazes se conseguir responder de modo adequado às necessidades das comunidades agrícolas que têm usado desde sempre os fogos ocupacionais para controlo de pastos, infestantes, etc.</p>
<p>8. Prevenção: códigos de boas práticas de fogo</p> <p>Este indicador avalia a eficácia do estabelecimento, divulgação e implementação de boas práticas de gestão do fogo, como (1) código de boas práticas de gestão/realização de fogos, (2) criação e/ou implementação eficaz de calendários de realização de fogos controlados. Estas normas terão de levar em consideração as condições climatéricas (variáveis de ano para ano), estado da vegetação, etc. – fonte de dados para avaliação do indicador: n.º de ocorrências de fogos, n.º de fogos de origem humana e não controlada, áreas ardidas e tipo de áreas ardidas nas áreas de implementação efectiva destas medidas; n.º de ocorrência de fogos, n.º de fogos de origem humana e não controlada, áreas ardidas e tipo de áreas ardidas nas áreas onde estas medidas não foram implementadas; inquéritos de avaliação do grau de aceitação dos códigos e restrições por parte da população rural.</p>	<p>Os códigos de boas práticas têm sido usados para mudar as atitudes e modos de fazer dos vários sectores económicos, com graus distintos de sucesso, e podem ser mais uma ferramenta no combate à eclosão dos fogos de origem humana. Mas para que esta implementação seja eficaz é necessário usar as estratégias de divulgação e implementação mais eficazes, que podem variar de região para região ou de comunidade para comunidade ao longo do país, e que talvez tenham de passar por outras estratégias que não apenas a multa, o auto de polícia e a publicitação e divulgação nos canais públicos. A definição destas estratégias eficazes exigirá talvez um trabalho sociológico ao nível de cada comunidade envolvida no problema dos fogos. A definição de calendários de fogos controlados pode auxiliar na regularização destas actividades, em substituição do semi-caos que por vezes parece vigorar. Actualmente em Portugal existe já uma primeira ferramenta neste sentido, que é o calendário de riscos de fogo (e legislação proibitiva associada) mas que por vezes é um pouco rígido face à variabilidade climática inter-anual.</p>
<p>9. Prevenção: avaliação das tendências de evolução do fenómeno fogo</p> <p>Este indicador pretende avaliar a evolução temporal e espacial dos fogos face às variações económicas, sociais e alterações climáticas, para definir estratégias mais eficientes de prevenção – fonte de dados para avaliação do indicador: comparação das tendências evolutivas do n.º de fogos e área ardida, e tipo de floresta/mato/pasto ardidos, em função das variações climáticas, alteração das actividades económicas nas áreas ardidas e alterações no tecido social destas regiões.</p>	<p>A avaliação das tendências de evolução do fogo em função das condicionantes económicas, ambientais (climáticas) e sociais pode ser uma ferramenta de utilidade na delineação de estratégias eficazes de combate aos fogos dado que estes aspectos são, como se viu, forças motrizes importantes do fenómeno fogo.</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p>10. Mitigação: cartografia de mitigação</p> <p>Este indicador pretende avaliar da eficiência da cartografia “de mitigação” no estabelecimento (e consequentes resultados) de medidas de mitigação e protecção às populações, gado e propriedades tanto na área ardida como sobretudo nas áreas a jusante. Esta cartografia inclui: (a) cartas de risco de erosão, (b) cartas de risco de incremento do escoamento superficial, (c) cartas de risco de cheia, (d) cartas de risco de deslizamentos/desmoraamentos, (e) cartas de risco de contaminação de águas – fonte de dados para avaliação do indicador: mapas das áreas atingidas por cheias, mapas das áreas atingidas por derrocadas, mapas das áreas/extensão das águas poluídas quer por materiais vindos directamente do fogo (ex.: fumos, cinzas, descargas de retardantes e outros materiais de combate ao fogo) ou derivados dos processos erosivos e de dissolução nas águas do escoamento superficial (ex.: cinzas e sedimentos vindos do escoamento superficial das áreas ardidas, elementos e compostos químicos dissolvidos nas águas); comparação destes mapas “de resultados” com as cartas de risco para cada tipo de estratégia de mitigação utilizada; taxas de erosão; tendências de evolução da qualidade das águas superficiais e subterrâneas.</p>	<p>A cartografia “de mitigação”, isto é a cartografia que define não apenas a área ardida e o tipo de coberto vegetal destruído mas as áreas de potenciais riscos de erosão, de contaminação de águas, de cheias na zona ardida e a jusante da zona ardida é um conjunto de ferramentas de vital importância para a tomada de decisões com vista à protecção das áreas em risco e das vidas e bens das pessoas existentes nestas áreas de risco. A delimitação de áreas com diferentes riscos de erosão, contaminação de água, cheias, poluição atmosférica, permite delinear estratégias específicas de actuação consoante o risco para cada área e informar ao mesmo tempo as populações afectadas para as medidas e comportamentos a tomar para lidar com tais riscos. Permite assim deslocar e usar recursos de uma forma otimizada para salvamento de gado e populações, protecção e mitigação de estragos, sendo uma das bases para os planos de actuação das equipas de resgate. É um tipo de ferramenta muito utilizado nos grandes fogos dos Estados Unidos, em especial quando estes se estendem até à interface com áreas urbanizadas, e que é muito procurado pelas populações das áreas afectadas, tendo uma distribuição ao grande público que utiliza várias vias, incluindo a Internet.</p>
<p>11. Mitigação: recolha de lenhas e outros materiais ardidos</p> <p>Este indicador pretende avaliar da eficácia (e impactos) da recolha das lenhas ardidas na regeneração natural da área ardida e no controle da erosão e do escoamento superficial, para definir quais as circunstâncias em que esta medida pode ser benéfica ou tem de todo efeitos adversos – fonte de dados para avaliação do indicador: taxas de erosão em áreas de recolha de lenhas e áreas similares de não recolha; taxas de erosão e tendências de evolução das taxas de erosão ao longo do tempo para diferentes processos de recolha de lenhas e diferentes traçados de acesso às áreas de recolha, para diferentes tipos de área ardida; comparação da qualidade das águas superficiais a jusante das áreas com recolha e áreas sem recolha de lenhas; comparação da qualidade das águas superficiais para diferentes estratégias de recolha de lenhas; taxas de ocupação global do solo em áreas de recolha e de não recolha de lenhas; taxas de repovoamento pelas espécies mais sensíveis em áreas de recolha e de não recolha de lenhas.</p>	<p>A recolha de materiais ardidos é uma das estratégias usadas para a mitigação dos impactos dos fogos, libertando o terreno para a recuperação natural da floresta ou para actividades de sementeira, cobertura de solos e reflorestação. Contudo, se a recolha destes materiais não for realizada com o cuidado devido, tendo sempre presente o risco de erosão, dado que se está a trabalhar, por vezes com maquinaria pesada, em solos muito fragilizados pelo fogo, pode na realidade estar-se a incrementar um dos problemas associados ao fogo, que é o da erosão do solo (e dos consequentes impactos negativos que este processo tem sobre a qualidade das águas). Assim, a recolha de materiais queimados deve ser devidamente planeada conforme o tipo de declive, de solo e risco de erosão da área ardida, e neste tipo de planificação deve incluir-se o tipo de recolha (manual ou com auxílio mecânico), o tipo de máquinas utilizadas sobretudo no transporte, a planificação dos trajectos de acesso e transporte às áreas ardidas e dentro destas ou, poder mesmo optar pela outra solução alternativa, que é a manutenção in situ do material ardido.</p>
<p>12. Mitigação: protecção às zonas em recuperação natural pós-fogo</p> <p>Este indicador pretende definir a eficácia da estratégia de protecção de áreas de recuperação natural, em especial se comparada com a possibilidade de livre acesso a estas áreas de recuperação, com vista a definir em que condições esta medida de protecção é mais viável e deve ser aplicada – fonte de dados para avaliação do indicador: taxas de repovoamento pelas espécies mais sensíveis; taxas de espécies nativas versus exóticas; taxa global de ocupação do solo; tendência de ocupação do solo por espécie; taxas (e valores em área) de alteração da ocupação do solo face à situação pré-fogo; taxas de erosão e tendência evolutiva das taxas de erosão; registos de evolução da qualidade das águas superficiais.</p>	<p>Em certas regiões de coberto vegetal particularmente sensível (devido à sua raridade ou por outras condicionantes naturais que tornam tais áreas especialmente vulneráveis ou de particular interesse conservacionista) poderá ser aconselhável evitar que animais, em especial o gado (e a actividade de pastoreio), tenha acesso a estas áreas até elas estarem devidamente recuperadas. O isolamento e protecção destas áreas à acção do gado, ao favorecer as condições para uma mais rápida recuperação, terá efeitos sobre a sua erosão (e a qualidade das águas associada aos efeitos da erosão) e portanto, de forma indirecta, sobre a qualidade da água e o restabelecimento do ciclo hídrico para as condições pré-fogo.</p>

Indicador	Relevância
Pressões (Pressões ambientais)	
<p>13. Mitigação: reflorestação Este indicador pretende avaliar a eficácia de diferentes estratégias de reflorestação, incluindo a utilização ou não de fertilizantes, cobertura ou não do solo e tipo de plantio, sobre a quantidade e qualidade das águas e no controlo da erosão – fonte de dados para avaliação do indicador: considerando cada tipo de área florestada, o tipo de florestação e as técnicas de florestação: tendências evolutivas das taxas de erosão; tendências evolutivas das áreas afectadas pela erosão e movimentos de massa; tendências evolutivas do escoamento superficial, infiltração e qualidade das águas superficiais e subterrâneas (incluindo a avaliação do impacto do uso de pesticidas e fertilizantes por área de preparação para a reflorestação); tendência evolutiva da área de contaminação das águas superficiais; valores de áreas reflorestadas (com indicação das espécies); taxas de repovoamento pelas espécies mais sensíveis; taxas de espécimes nativas vs. exóticas; taxas de ocupação do solo; tendência evolutiva de ocupação global do solo por espécie; taxas e tipos de espécies nos meios hídricos; taxas (e valores em área) de alteração da ocupação do solo versus situação pré-fogo.</p>	<p>A reflorestação é uma das estratégias adoptadas para a recuperação das áreas ardidadas, sendo por vezes classificada não como uma medida de mitigação mas de recuperação (no caso em que a classificação de medidas pós fogo considera mitigação como “medidas de curto prazo de actuação” e recuperação como “medidas de longo prazo de actuação”). Há diferentes tipos de reflorestação, desde a sementeira manual ou aérea, o plantio em larga escala (ocupando toda a área ardida) ou o plantio com distribuição em mosaico (ocupa áreas estratégicas do total da região ardida para a expansão futura da floresta por processos naturais), o plantio com recurso auxiliar a cobertura de solo (ou “mulching”) e/ou a fertilizantes, ou o plantio sem tais recursos auxiliares, o plantio em terraceamento ou em cova (microbacia), etc. A reflorestação pode também fazer-se apenas com espécies nativas já existentes na zona antes do fogo ou a espécies introduzidas, ou a uma mistura de ambas. A reflorestação pretende realizar a recuperação total do ecossistema a mais ou menos longo prazo, regularizando ao mesmo tempo o ciclo hídrico e os problemas de erosão. Porém algumas técnicas de reflorestação podem, temporariamente, agravar os problemas de qualidade da água (ex.: uso de fertilizantes) ou de erosão, se não se tomarem medidas preventivas adequadas ou não se planificar a estratégia de reflorestação tendo em conta as características específicas da área ardida.</p>
<p>14. Mitigação: protecção das faixas ripícolas Este indicador pretende avaliar a eficácia das medidas de protecção das faixas ripícolas (ou sua criação pós-fogo) sobre a qualidade das águas, tentando também definir as zonas de maior eficácia e o tipo de composição florística as torna mais eficazes – fonte de dados para avaliação do indicador: taxas de carga erodida que atinge as linhas de água para diferentes tipos e extensão de faixas ripícolas; taxas de retenção de material erodido por tipo de faixa ripícola/espécie herbácea usada; taxas de retenção de material erodido por densidade vegetal da faixa ripícola; tendências de evolução da qualidade das águas superficiais na presença e na ausência de faixas ripícolas; tipos de espécies repovoadoras dos meios hídricos; velocidade de repovoamento pelas espécies do meio hídrico.</p>	<p>A protecção das faixas ripícolas é uma medida de mitigação importante para controlar a erosão, arraste de cinzas e outros poluentes para as linhas de água; funciona como filtro natural das águas de escorrência, assegurando alguma protecção na qualidade das águas dos cursos de água nas áreas ardidadas e a jusante das mesmas. Quando estas faixas ripícolas são destruídas, uma medida de mitigação para recriar o mesmo efeito depurador consiste na sementeira e plantio de faixas de herbáceas ao longo das linhas de água. Estas faixas têm uma especial eficiência na retenção da carga sólida em suspensão nas águas do escoamento superficial das zonas ardidadas; esta carga sólida causa degradação das águas (por turvação, aumento da carga de nutrientes associadas à carga sólida em suspensão, incluindo as cinzas), cheias por açoreamento dos canais fluviais e destruição de terras e estruturas a jusante por acarreiro de grande carga sólida.</p>
<p>15. Mitigação: identificação das cargas poluentes associadas ao fogo Este índice pretende avaliar a importância da identificação das cargas poluentes expectáveis, em função das características do fogo e tipo de vegetação ardida, tanto na área directamente afectada como nas áreas a jusante para a identificação dos riscos e tomada de medidas (ex: avisos à população) – fonte de dados para avaliação do indicador: n.º de falhas no funcionamento das ETA's por excesso de contaminação em condições de identificação e de não identificação das cargas poluentes; encerramento (n.º de ocorrências e duração de encerramento) de pontos de captação por excesso de contaminação; n.º e variedade de medidas tomadas para tratamento das águas contaminadas antes de atingirem a rede pública e avaliação da qualidade das águas após estes tratamentos; n.º de ocorrências de morte de gado por contacto com água contaminada em condições de identificação e não identificação de contaminantes; n.º de ocorrências de doenças devidas a esta poluição; avaliação da extensão das áreas de turbação e contaminação nos corpos de água atingidos pelos materiais do fogo (cinzas, fumos, retardantes, etc.), erosão posterior e águas de escorrência da área ardida (cinzas, sedimentos, lixiviados).</p>	<p>A identificação das cargas poluentes que podem estar presentes após um fogo é uma medida importante porque permite antecipar o tipo de problemas de poluição que podem ocorrer quer nas águas da área ardida quer nas águas a jusante. Este aspecto é de especial importância se o abastecimento se realizar a partir de águas superficiais, sendo que no caso da contaminação associada à matéria orgânica (carbono) há o potencial para anular a eficácia de certos tipos de tratamento de águas usados nas ETA's. O conhecimento do tipo de poluentes que podem afectar as águas após o fogo permite não só tomar medidas de prevenção, como identificar e lançar alertas sobre que regiões não terão águas superficiais adequadas ao consumo humano (ou do gado). Este tipo de alertas é comum nos Estados Unidos após grandes fogos, cujas águas de escorrência das áreas ardidadas, que possam afectar comunidades rurais e/ou urbanas. Por vezes o excesso de nutrientes que aflui aos cursos de água e lagos pode mesmo desencadear fenómenos de eutroficação e explosões de algas, com as correspondentes consequências adversas em termos de qualidade de água e saúde pública. Dado que diferentes tipos de cinzas – vindas de diferentes tipos de vegetação – assim como o grau de severidade do fogo afecta a carga poluente das cinzas, o conhecimento destes aspectos é também importante para a tomada de medidas preventivas eficazes em relação aos usos das águas afectadas.</p>

Indicador	Relevância
<i>Pressões (Pressões ambientais)</i>	
<p>16. Mitigação: estruturas de intercepção do escoamento superficial e controlo da erosão</p> <p>Este indicador procura avaliar a eficácia de diferentes estruturas de intercepção do escoamento e controlo da erosão, no controlo da erosão e, indirectamente, na melhoria das águas superficiais da área ardida e áreas a jusante. Estas estruturas de intercepção podem ser: (1) estruturas artificiais de intercepção a pequena escala, (2) barreiras de protecção à erosão (barreiras de troncos, barreiras de rolos de erva, barreiras de troncos e resíduos vegetais, etc.) – fonte de dados para avaliação do indicador: para cada tipo de estrutura de controlo de erosão e por tipo de área ardida: taxas de erosão; valor da área afectada pela erosão (e por tipo de erosão); carga sólida das águas de escoamento superficial; tendências temporais de evolução das taxas de erosão; tendências temporais de evolução das áreas afectadas pela erosão; tendências de evolução da qualidade das águas superficiais; extensão das áreas de turbação/contaminação nos corpos de água superficial; taxas de infiltração; áreas atingidas por cheias.</p>	<p>As estruturas de intercepção do escoamento superficial são importantes mecanismos para o controlo do escoamento superficial e da erosão associada e portanto, indirectamente, contribuem para a melhoria da qualidade das águas superficiais das zonas afectadas pelos fogos. Existem diferentes estruturas de controlo do escoamento e da erosão, com graus variáveis em termos tecnológicos e de permanência no terreno, e com eficácias distintas para cada tipo diferente de área ardida e tipo de intervenção (mais ou menos profunda em termos de afectação do ecossistema) que se pretenda efectuar. O impacto destas estruturas sobre a qualidade das águas, por via de regra é no sentido da sua melhoria, ao reter os sedimentos transportados pela acção erosiva das águas de escorrência. Contudo sistemas mal dimensionados ou com uma disposição errada no solo podem contribuir não para a redução mas para o acelerar da erosão, e portanto ter um inesperado impacto adverso na qualidade das águas a jusante.</p>
<p>17. Mitigação: cobertura de solos como medida anti-erosão</p> <p>Este indicador pretende avaliar a eficiência das medidas de cobertura dos solos no combate à erosão (e perda de nutrientes do solo) e seu impacto na qualidade das águas e funcionamento do ciclo hídrico na área ardida – fonte de dados para avaliação do indicador: carga sólida das águas de escoamento superficial; teor de nutrientes nas águas de escoamento superficial; taxas de infiltração; taxas de erosão; valores em área das zonas afectadas por erosão; avaliação da qualidade da água a jusante das áreas com cobertura do solo; taxas de cobertura do terreno ardido e correlação destas taxas com a taxa de erosão e a qualidade das águas a jusante; extensão das áreas de turbação e contaminação nos corpos de água em função do diferente grau de cobertura do solo; áreas atingidas por derrocadas e outros movimentos de massa em função da taxa de cobertura do solo; taxas de espécies nativas versus exóticas; taxas (e valores em área) de alteração da ocupação do solo face à situação pré-fogo.</p>	<p>A cobertura de solos via palha ou outros materiais (incluindo materiais residuais resultantes da recolha de materiais ardidos ou, em casos extremos, materiais artificiais) é um mecanismo que apresenta uma grande eficiência, na maior parte dos casos referenciados na literatura, no combate à erosão dos solos, assim como na retenção de nutrientes do solo (ou no fornecimento de nutrientes aos solos destruídos pelos fogos) embora possa colocar problemas no que toca à introdução inadvertida de flora exótica e infestante. Ao mesmo tempo, devido ao efeito retardante sobre as águas de escorrência, funcionando de forma algo similar à estrutura de coberto vegetal natural na retenção das águas, auxilia a promover a infiltração para os solos subjacentes, caso não haja camadas hidrofóbicas formadas. Assim a cobertura dos solos tem efeitos não apenas ao nível da qualidade das águas, ao impedir a erosão do solo e retendo muito do material que ainda assim poderia ser transportado em suspensão pelas águas, mas também ao nível da alteração potencial nas taxas de infiltração das águas no solo, podendo minorar o decréscimo na recarga tanto da zona vadosa como dos aquíferos.</p>
<p>18. Mitigação: terraceamentos e lavras</p> <p>Este indicador pretende avaliar a eficácia do terraceamento e outras mobilizações do terreno no controlo da erosão, da qualidade das águas superficiais e da infiltração, tanto mais que esta é uma estratégia de mitigação que antecipa com frequência as actividades de reflorestação – fonte de dados para avaliação do indicador: considerando diferentes tipos de área ardida e diferentes tipos de mobilização do solo: taxas de erosão; tendências evolutivas da erosão; áreas atingidas por derrocadas e outros movimentos de terras; áreas atingidas por cheias a jusante das zonas intervencionadas; extensão das áreas onde a qualidade da água superficial foi afectada; tendência de evolução da qualidade das águas superficiais após a intervenção e respectivas áreas de continuada contaminação; taxas de infiltração antes e após a intervenção; qualidade das águas subterrâneas antes da intervenção; tendências de evolução da qualidade das águas subterrâneas após a intervenção.</p>	<p>O terraceamento e a lavra de terrenos na direcção perpendicular ao declive é uma medida destinada sobretudo ao controlo da erosão, tendo efeitos indirectos na qualidade das águas caso seja eficaz, dado que pode reter as partículas das águas de escorrência ao mesmo tempo que diminui o poder erosivo destas. Tem também um impacto sobre a infiltração ao criar microrelevos (e, no caso da sua existência) fragmentar as camadas hidrofóbicas criadas pelo fogo que tornam o terreno mais favorável à infiltração. Esta infiltração pode, contudo, ter um potencial para fazer entrar poluentes no meio subterrâneo. São medidas usadas normalmente em conjugação com as acções de sementeira e reflorestação, dado que, sobretudo na reflorestação, costuma ser necessária uma prévia preparação do solo. De referir que, se o terraceamento e a lavra não forem devidamente dimensionados, em função das características da área ardida, em vez de mitigarem o problema da erosão podem de facto vir a incrementá-lo, como são referenciados alguns casos na bibliografia.</p>

Indicador	Relevância
<i>Pressures (Pressões ambientais)</i>	
<p><u>19. Mitigação: desintegração da camada hidrofóbica do solo</u></p> <p>Este indicador procura avaliar a eficiência das técnicas de desintegração da camada hidrofóbica do solo, nos casos em que esta ocorre, como medida mitigadora da erosão, do escoamento superficial excessivo e como medida promotora da infiltração da água nos terrenos e, ainda que indirectamente, à melhoria da qualidade das águas superficiais – fonte de dados para avaliação do indicador: taxas de infiltração; volumes de escoamento superficial; taxas de erosão; qualidade da água superficial (carga em suspensão e nutrientes) a jusante da área intervencionada; qualidade da água subterrânea; evolução da qualidade da água subterrânea após a intervenção; áreas em risco de cheia antes e após a intervenção.</p>	<p>A desintegração da camada hidrofóbica é uma medida para restaurar alguma da textura do solo e sobretudo para aumentar a infiltração deste, reduzindo assim o escoamento superficial e os efeitos da erosão. Esta medida tem diversos impactos ao nível do ciclo hidrológico dado que promove o aumento da infiltração, permitindo a entrada de maior recarga para o solo e, potencialmente, para os aquíferos, ao invés do que sucederia se esta camada impermeabilizante se mantivesse no solo; portanto promove o retorno à normalidade do ciclo hidrológico em termos quantitativos. Ao mesmo tempo, ao reduzir o escoamento superficial e a erosão faz com que a carga sólida (e poluentes associados devidos ao fogo e/ou a nutrientes no solo) associada às águas de escorrência seja menor, logo a carga poluente destas águas torna-se menor e deste modo a poluição que atinge os cursos de água a jusante da área ardida é tendencialmente mais reduzida.</p>
<p><u>20. Semeaduras</u></p> <p>Este indicador pretende avaliar da eficiência das semeaduras no controle da erosão, do escoamento superficial, da infiltração, na qualidade das águas e na recuperação funcional dos ecossistemas das áreas aridas – fonte de dados para avaliação do indicador: avaliação, por tipo de área ardida e diferentes tipos e estratégias de semeaduras: taxas de erosão; valores das áreas atingidas pela erosão e por tipo de erosão; tendências evolutivas das taxas de erosão; tendências de evolução das áreas afectadas pela erosão; taxas de carga sólida nas águas de escoamento superficial; tendências de evolução da carga sólida nas águas do escoamento superficial; áreas afectadas por derrocadas e movimentos de terras; evolução temporal das áreas e n.º de ocorrências de movimentos de terras; taxas de escoamento superficial; tendências de evolução das taxas de escoamento superficial; taxas de infiltração; tendências evolutivas das taxas de infiltração; tendências evolutivas da qualidade das águas superficiais e subterrâneas; taxas de repovoamento pelas espécies mais sensíveis (melhores indicadores do grau de degradação/recuperação do ecossistema); taxas de espécies nativas versus exóticas; taxa global de ocupação do solo; tendências na alteração do desenvolvimento e crescimento das espécies nativas tanto herbáceas e arbustivas como arbóreas; taxa de ocupação do solo por espécie; tendência evolutiva de ocupação do solo por espécie; taxas (e valores em área) de alteração da ocupação do solo por espécie face à situação pré-fogo; velocidade da evolução da cobertura do solo (em especial pelas espécies nativas) para condições de semeadura e de não semeadura.</p> <p>Nota: as tendências evolutivas deveriam ser avaliadas ao longo de todo o período de recuperação do ecossistema até ao seu pleno desempenho funcional a níveis similares aos de pré-fogo.</p>	<p>A semeadura é uma técnica destinada ao controle da erosão, sobretudo nas zonas mais sensíveis ou de maior potencial erosivo. Deste modo tem efeito ao nível do ciclo da água por regular a quantidade de escoamento superficial, promover a infiltração e reduzir a carga poluente associada ao escoamento superficial sobre a área ardida e com grande carga sólida devida à erosão. A semeadura é normalmente de herbáceas e pode ser feita por via manual/mecânica ou aérea, usando-se a via aérea sobretudo para grandes áreas aridas e/ou de difícil acesso. A semeadura tradicionalmente fazia-se com espécies não nativas da região ardida, gerando vários problemas de infestantes e substituição parcial (ou total, em certas regiões) da flora nativa; ao mesmo tempo, para a silvicultura, há registos na literatura de que as semeaduras podem retardar a regeneração natural das florestas ou o desenvolvimento de jovens árvores. O efeito negativo das semeaduras na flora nativa varia consoante a espécie, a região, ou composição da semeadura. Nos Estados Unidos, a composição das semeaduras tem sido modificada, havendo neste momento uma forte pressão para o uso de sementes das espécies nativas, embora isto se debata com o problema da menor quantidade de sementes disponíveis. O impacto das semeaduras sobre a recuperação da flora nativa após o fogo depende não apenas da composição da semeadura mas também da densidade com que esta é aplicada. Algumas semeaduras podem ser usadas com espécies não nativas com o propósito claro de modificar os campos de pastagem aridos para pastos de maior rendimento; noutros casos as semeaduras realizam-se com uma composição estudada para deter o avanço de infestantes que ocorram nas proximidades das áreas aridas, impedindo a sua propagação e colonização de novas áreas. Recentemente alguma literatura questiona a eficácia da semeadura no controlo da erosão dado que no 1º ano após o fogo, quando o risco de erosão é mais elevado, com frequência o coberto vegetal da semeadura não está ainda estabelecido, tornando-se apenas significativo (e com potencial para controlar a erosão) depois do 1º ano após o fogo; este aspecto está ainda envolto em polémica e existem poucos estudos quantitativos que estabeleçam de facto o grau de eficácia desta medida no controlo da erosão.</p>

Indicador	Relevância
Pressures (Pressões ambientais)	
<p>21. Mitigação: filtragem de águas por areias Este indicador tem por objectivo avaliar a eficácia da filtragem por areias na qualidade das águas, como linha de defesa dos sistemas de captação e de tratamento de águas para abastecimento público mas também para o restabelecimento do ecossistema aquático – fonte de dados para avaliação do indicador: qualidade da água tratada por este processo versus qualidade da água a montante; n.º de eventos de mau funcionamento das ETA's com a água tratada versus n.º de idênticos eventos com água não tratada; avaliação da extensão das áreas de contaminação; taxas e tipos de espécies repovoadoras dos meios hídricos a jusante do sistema de tratamento versus a evolução de montante; tendência evolutiva da qualidade das águas a jusante e montante do sistema de tratamento.</p>	<p>A filtragem das águas por areias é uma medida destinada a melhorar a qualidade das águas, e especialmente a remover a carga em suspensão, sendo usada em águas superficiais com um elevado grau de poluição e que sejam em condições normais captadas pela rede de abastecimento. Esta acção tem por objectivo defender as estações de captação e tratamento das águas para abastecimento público, sendo basicamente uma medida de emergência. Este tratamento não é tão eficaz no tratamento da carga poluente dissolvida que pode ainda assim chegar às estações de tratamento e causar problemas no seu funcionamento.</p>
<p>22. Mitigação: desvios de águas superficiais Este indicador pretende avaliar a eficácia dos desvios da água superficial contaminada para protecção dos sistemas de captação e tratamento de água para o abastecimento público; aplica-se a condições em que as águas captadas (superficiais) têm um estado de contaminação significativa ou façam perigar as fontes de abastecimento por águas subterrâneas⁴⁷ – fonte de dados para avaliação do indicador: n.º de pontos de captação de água contaminados; n.º de eventos de mau funcionamento das ETA's e tempo de paragem destas; tipos de tratamentos aplicados a estas águas; avaliação dos efeitos sobre o meio ambiente nas áreas que venham a receber estas águas.</p>	<p>O desvio de águas superficiais realiza-se em situações em que as águas superficiais estejam especialmente poluídas e possam constituir um risco para as estruturas e pontos de captação e/ou estações de tratamento das águas para consumo. É importante definir o destino dado a estas águas poluídas, como será feito o seu tratamento (se for feito) e em que locais serão depois eliminadas.</p>
<p>23. Mitigação: canalização de águas superficiais para canais de águas subterrâneas Este indicador tem por objectivo avaliar a eficiência e consequências do desvio das águas superficiais para o meio subterrâneo quanto à qualidade das águas nos dois meios – fonte de dados para avaliação do indicador: n.º de pontos de captação de águas subterrâneas contaminados; qualidade das águas subterrâneas na área afectada por esta medida; evolução da qualidade das águas subterrâneas; evolução da qualidade das águas superficiais tratadas.</p>	<p>A canalização de águas superficiais para canais de águas subterrâneas é um tipo de acção pouco referida na bibliografia, e que se refere à condução de águas superficiais poluídas para o meio hídrico subterrâneo, com vista a usar o seu poder depurador e assim recuperar a qualidade destas águas. É portanto uma estratégia para mitigar a poluição das águas superficiais criada pelo fogo, mas pode contudo apresentar um risco potencial de contaminação do meio hídrico subterrâneo, dado que introduz nele águas com uma má qualidade.</p>
<p>24. Mitigação: tratamento de áreas afectadas por fumos e cinzas Este indicador procura avaliar da eficácia de medidas de mitigação dos impactos das cinzas e fumos dos fogos sobre o meio hídrico e a saúde das populações das áreas afectadas, as quais incluem também a identificação das áreas afectadas pela deposição de cinzas e fumos – fonte de dados para avaliação do indicador: avaliação da extensão das áreas de contaminação nos corpos de água atingidos pelos fumos e cinzas e sua evolução após as medidas de mitigação; qualidade das águas superficiais nas áreas afectadas; tendência de evolução da qualidade das águas subterrâneas na área afectada; tendência de evolução da qualidade das águas superficiais após as medidas de mitigação; casos de doença/admissão hospitalar devido a inalação (ou ingestão nas águas) de fumos e cinzas antes e após as medidas de mitigação.</p>	<p>Embora este aspecto da mitigação dos efeitos dos fogos apenas indirectamente possa afectar o ciclo hidrológico nas áreas ardidas, é contudo um problema importante na questão da mitigação dos impactos do fogo nas áreas ardidas e sobretudo nas áreas envolventes afectadas pela poluição aérea devida aos fogos, que podem por vezes atingir grandes extensões. Sobre os recursos hídricos, o problema dos fumos e cinzas é que estes podem entrar no ciclo hidrológico, afectando áreas muito mais extensas do que as da área ardida ou áreas vizinhas directamente atingidas, via incorporação nas águas das chuvas; no caso de partículas mais pesadas, estas podem entrar no meio hídrico por simples queda gravítica, afectando neste último caso, de forma mais imediata e talvez mais importante, as águas superficiais.</p>

⁴⁷ Por exemplo, devido a cheias, que façam com que as águas superficiais possam alcançar ou aproximar-se perigosamente dos pontos de captação de água subterrânea.

8.2.2 Indicadores de Desempenho (Tipo B – isso importa?)

Os indicadores de Tipo A registam a situação como ela é e não como ela deveria ser. Os **indicadores de desempenho** comparam as condições factuais com um conjunto específico de condições de referência. Eles **medem a distância entre a situação ambiental presente e a situação alvo desejada**. Dois exemplos ao nível dos indicadores de sustentabilidade (ainda pouco usados) são:

- (1) as taxas de emissões de CO₂/per capita por estado membro da Europa e inclui um nível sugerido de emissões médias máximas de CO₂ para a estabilização da atmosfera ao nível de 1990;
- (2) a taxa de remoção de poluição para o azoto e fósforo com objectivos-alvo para o ano 2020.

Assim, indicadores de tipo B para os fogos poderiam ser:

- (a) a taxa de incidência de fogos definida como sustentável para as condições actuais versus a taxa real de fogos ocorridos;
- (b) a alteração dos parâmetros de qualidade devidos aos fogos versus os mínimos de qualidade definidos na legislação para as águas superficiais e subterrâneas, para o consumo humano;
- (c) a relação entre a quantidade mínima de água disponível para um saudável funcionamento do ecossistema, ou da sua recuperação rápida, e a quantidade efectivamente disponível no solo e restante meio subterrâneo;
- (d) a taxa de incidências de cheias e problemas de erosão – e respectivos prejuízos – nas áreas afectadas pelo fogo versus o mesmo tipo de ocorrências antes do fogo.

8.2.3 Indicadores de Eficiência (Tipo C – estaremos nós a melhorar?)

Os indicadores que relacionam as pressões ambientais com as actividades humanas fornecem uma visão sobre a eficiência dos produtos e processos envolvidos, eficiência em termos de recursos usados, emissões e lixos gerados por unidade do resultado desejado. A eficiência ambiental de uma nação pode ser descrita em termos do nível de emissões e lixos gerados por unidade do seu PIB; a eficiência energética dum carro pode ser medido pelo nº de litros de combustível gasto por pessoa e por quilómetro viajado. Também se podem ter indicadores que lidam com mais do que uma variável e destes indicadores agregados de eficiência, o mais conhecido é o MIPS: expressa a *Intensidade Material Por Unidade de Serviço* e pode comparar a quantidade de energia e recursos usados por exemplo para: transportar uma pessoa de A para B por carro, avião, comboio, etc. Os **indicadores de eficiência reflectem se a nossa sociedade está ou não a melhorar a qualidade dos seus produtos em termos de uso dos recursos, emissões e resíduos produzidos por unidade**.

Para a questão dos fogos a avaliação da eficiência – indicadores de Tipo C – teria de se centrar na dupla questão da prevenção e da mitigação dos impactos deste fenómeno. Alguns índices genéricos para esta avaliação poderiam considerar:

- (a) a evolução da taxa de incidência de fogos ao longo dos anos;
- (b) área ardida anualmente, levando em consideração as medidas de prevenção actualmente utilizadas;
- (c) evolução temporal da severidade e intensidade dos fogos: registando valores médios, máximos e mínimos, por época do ano
- (d) avaliação da eficácia de cada uma das medidas de prevenção em função dos fogos detectados e extintos nas suas fases iniciais;
- (e) avaliação da eficácia das campanhas de sensibilização na evolução ao longo do tempo (preferencialmente redução) do nº de ignições registado;
- (f) avaliação das medidas de mitigação que mais eficazmente – exigindo avaliação quantitativa das observações – reduzem a erosão nas áreas ardidas;
- (g) avaliação das medidas de mitigação que mais eficazmente – exigindo avaliação quantitativa das observações – reduzem os problemas a jusante das áreas ardidas, associados a esta mesma erosão, como seja a taxa de incidência de cheias, fenómenos de eutroficação, etc.;
- (h) avaliação das medidas de mitigação que mais eficazmente – exigindo avaliação quantitativa das observações – reduzem os problemas de qualidade das águas superficiais e subterrâneas;
- (i) avaliação das medidas de mitigação que mais eficazmente – exigindo avaliação quantitativa das observações – diminuem o escoamento superficial e melhoram a infiltração das águas nos solos e meio subterrâneo em geral;
- (j) avaliação das medidas de mitigação que mais eficazmente – exigindo avaliação quantitativa das observações – promovem uma recuperação dos ecossistemas para níveis anteriores ao fogo, assim como a velocidade desta recuperação.

8.2.4 Indicadores de Bem Estar Total (Tipo D – estaremos nós de uma forma geral numa melhor situação?)

São uma medição da sustentabilidade global, como por exemplo um “PIB verde”, tal como o *Índice de Segurança Social Económica Sustentável* (ISEW) mas que estão fora do nosso âmbito de acção e, como tal, não serão abordados em detalhe. No entanto, no que se refere à questão dos fogos, estes indicadores deveriam reflectir os seguintes aspectos:

- (a) as perdas económicas devidas aos fogos;
- (b) as perdas económicas que a economia local das áreas afectadas é capaz de suportar sem danos irreversíveis;
- (c) o tempo que a economia local leva a recuperar das perdas económicas associadas aos fogos;
- (d) as perdas económicas que a economia local é incapaz de suportar (ou seja, o grau de insustentabilidade dos fogos ao nível local);
- (e) as perdas irreversíveis de recursos e mão de obra nas zonas afectadas pelos

- fogos;
- (f) as perdas económicas a nível nacional provocadas pelos fogos;
 - (g) os recursos humanos e naturais (incluindo empregos perdidos e não recuperados) perdidos a nível nacional devido aos fogos;
 - (h) o tempo que a economia nacional leva a recuperar das perdas associadas aos fogos;
 - (i) avaliação entre o tempo de recuperação económica e a taxa de recorrência dos fogos de maior impacto económico; mede-se assim o grau de insustentabilidade económica devido ao actual cenário dos fogos e sua provável evolução futura;
 - (j) quantificação das perdas económicas a longo prazo;
 - (k) quantificação da sustentabilidade/insustentabilidade da situação actual dos fogos;
 - (l) quantificação da sustentabilidade/insustentabilidade da situação futura de evolução dos fogos considerando cenários sócio-económicos e as alterações climáticas.

8.3 Metodologias de Mitigação dos Impactos dos Fogos – Estratégias de Acção

Neste subcapítulo avalia-se um conjunto de estratégias de mitigação dos impactos dos fogos, tentando determinar as condições no terreno em que possam ser mais eficazes. Esta distribuição das acções de mitigação pelos diversos factores que se cruzam nas condições de campo foi baseada na extensa bibliografia existente sobre medidas de mitigação pós-fogo. Na maioria dos casos as medidas de mitigação desenvolvidas até ao momento estão focalizadas na **redução dos impactos provocados pela erosão** das áreas ardidas (e fenómenos associados, como cheias, eutrofização dos corpos de água superficial, interferência com os sistemas de tratamento e abastecimento de água às populações) e, em segundo lugar, pela **recuperação dos ecossistemas**, existindo uma experiência relativamente reduzida – de acordo com a bibliografia – no que se refere a medidas de mitigação destinadas ao **controlo da qualidade das águas**, sobretudo no meio subterrâneo. O **controlo da quantidade da água** surge sempre enquadrado dentro do âmbito da erosão e quase nunca no sentido da reposição ou suplementação das reservas hídricas, em especial ao nível subterrâneo.

Dentro deste enquadramento geral apresenta-se abaixo o Quadro 144 de acções onde se discriminam diversas acções de mitigação pós-fogo, para diminuir os impactos da erosão e da degradação da qualidade das águas. Estas opções são consideradas em função do que é descrito na literatura. Contudo, não é invulgar os autores divergirem na eficácia das diferentes medidas e deve ter-se presente que cada área ardida é em si específica, donde é importante conduzir estudos que confirmem quais das várias técnicas, ou combinação de técnicas, são melhores em cada situação. Os campos vazios neste quadro indicam as condições para as quais, na literatura consultada, não se encontrou qualquer referência, mesmo que indirecta, a acções de mitigação para tais circunstâncias. Esta é uma primeira abordagem de sistematização de técnicas de mitigação de fogos, em função de um conjunto de características

determinantes mais ou menos comuns às áreas aridas, e considera-se que se deverá cruzar a informação de cada Factor e Classe adequada à área arida, de modo a obter um conjunto de acções que se poderão ou não implementar.

Como os fogos têm impactos variados a diferentes escalas temporais e em área, e como por vezes se conhece mal a resposta das diferentes acções de mitigação, sobretudo a médio-longo termo, e em particular sobre os recursos hídricos (em especial os subterrâneos), considera-se, em sintonia com alguma da literatura, ser importante desenvolver um plano de monitorização das medidas de mitigação. Estes planos têm por objectivo avaliar a eficácia destas medidas e os seus impactes – positivos e/ou negativos – no meio hídrico e solos.

Quadro 144 – Acções de mitigação para diferentes condições de campo

Factores	Classes	Acções
Declive	0 – 10%	Barreiras de ramos; Lavra de solos (soil tilling); Barreiras de erva; Escarificação e raspagem mecânica; “Silt fencing”; Cava, lavra e gradagem; Redes de juta
	10 – 20%	Barreiras de ramos; Sacos de areia; “Silt fencing”; “Mulching” manual ou por via aérea; Barreiras de erva; Escarificação e raspagem mecânica; Cava, lavra e gradagem; Açudes de treliças de palha
	20 – 40%	Barreiras de ramos; Barreiras de troncos caídos; Sacos de areia; “Mulching” manual ou por via aérea; Açudes de rochas; Açudes de troncos; Açudes de treliças de palha; Açudes de rolos de palha
	40 – 60%	Sementeira de emergência + mulching; mulching manual ou por via aérea; barreiras de troncos caídos; Cobertura por resíduos orgânicos; Terraceamento; Açudes de rochas
	> 60%	Mulching manual; Hidromulching; Sementeira por via aérea; Sementeiras de emergência; Cobertura por resíduos orgânicos; Terraceamento; Cobertura de solos por geotêxteis; Cobertura de solos por redes de juta, com ancoragem
Tipo de solo	Arenoso grosseiro – estes solos tendem a criar camadas hidrofóbicas	Aplicação de técnicas de destruição da camada hidrofóbica; Correção de solos com hidrogel para ajudar à retenção de água; Escarificação e raspagem; Terraços
	Arenoso fino	Açudes de troncos; Terraços
	Siltoso	Trincheiras segundo as curvas de nível; Açudes de troncos; Terraços
	Argiloso – a maquinaria pesada compacta o solo, reduzindo a infiltração (pode causar problemas de erosão), donde não são solos adequados as intervenções com este tipo de maquinaria	Mulching (pode ser usado para evitar a compactação); Gradagem (com ancinho)

Factores	Classes		Acções
Tipo de solo (cont.)	Franco		Trincheiras segundo as curvas de nível
	Pedregoso ou esquelético		Técnicas de recuperação do solo
	Húmico/orgânico – têm elevadas probabilidades de arder na sua maior parte com o fogo		Restauro do solo para contrariar a continuação da sua degradação, aumentar a sua protecção e/ou acelerar a recuperação do ecossistema
Vulnerabilidade dos solos à erosão	Fraca		Plantios paralelos às linhas de contorno topográfico
	Moderada		Sementeiras de emergência; Cobertura por resíduos orgânicos e barreiras de troncos; Plantios paralelos às linhas de contorno topográfico
	Elevada		Técnicas de recuperação do solo; Mulching; sementeiras de emergência; Barreiras de troncos; Promover o crescimento da vegetação ⁴⁸ ; Plantios e favorecer regeneração natural (por fertilização dos solos e melhorar a sua qualidade física); Terraceamento
	Muito elevada		Mulching; Sementeiras de emergência ⁴⁹ ; Evitar o corte e remoção de lenhas; Técnicas de recuperação do solo, mas só após acções de emergência como sementeiras e/ou cobertura por resíduos (mulching); Barreiras de troncos; Promover o crescimento da vegetação; Plantios e favorecer regeneração natural (por fertilização dos solos e melhorar a sua qualidade física); Terraceamento; Cobertura de solos por geotêxteis
Tipo de rocha mãe	Granitos ⁵⁰		Mitigação contra camadas hidrofóbicas (escarificação de solos, etc.); Açudes de troncos e pequenos terraços construídos com troncos (mas de dimensões médias e muito bem calculadas)
	Não granitos	Porosas	Mitigação contra camadas hidrofóbicas (em especial se solo tiver granulometria grosseira)
		Fissuradas	---
Grau de severidade do fogo	Pouco severo		Estruturas de interceptação a pequena escala
	Moderado		Hidromulching por via aérea; Estruturas de interceptação a pequena escala; "Slash spreading"
	Severo ⁵¹		Sementeiras de emergência; Cobertura por resíduos orgânicos; Barreiras de troncos; Hidromulching por via aérea
	Muito severo ⁵²		Aplicação de técnicas de destruição da camada hidrofóbica; Escarificação e raspagem; Técnicas de recuperação do solo

⁴⁸ A melhor defesa contra a degradação do solo

⁴⁹ Devem usar-se sobretudo sementes de espécies nativas, para aumentar a estrutura e resiliência do ecossistema.

⁵⁰ Solos de granitos tendem a dar mais frequentemente camadas hidrofóbicas (embora não necessariamente sempre).

⁵¹ A erosão do solo é maior para fogos mais intensos e a matéria vegetal que resta sobre o solo após o fogo tem um importante papel no controlo da erosão. O maior impacto do fogo no solo é a erosão, sendo elevado logo após o fogo e diminuindo com a instalação progressiva da vegetação;

⁵² Cria camada hidrofóbica.

Factores	Classes	Ações
Área ardida	< 10 ha	Sementeira manual/mecânica; Mulching manual e/ou mecânico
	10 a 100 ha	Sementeira mecânica; Mulching mecânico
	100 a 300 ha	--
	300 a 600 ha	--
	600 a 1000 ha	--
	> 1000 ha	Sementeira e mulching por via aérea (Nota: o hidromulching [mulching aplicado misturado com água] se aplicado em larga escala por meios aéreos pode ser muito caro em comparação com outros sistemas de aplicação de mulching); Plantio escalonado de herbáceas, seguido de plantio de árvores
Tipo de ocupação do solo	Eucaliptal – muito propensa a fogos; recuperação por rebentamento dos indivíduos sobreviventes; origina igualmente camada hidrofóbica, mesmo na ausência de fogos	Plantio/repovoamento (em áreas de clima mais frio [fora da sua área de expansão ecológica favorável] a sua recuperação é complicada pelo stress térmico e susceptibilidade a parasitas. Tem o problema adicional de ser uma espécie exótica e com grandes necessidades em água na sua fase de crescimento/recuperação da floresta ardida)
	Coníferas	Cobertura por materiais da própria floresta ⁵³ ; Mulching (quando a cobertura por materiais da floresta não é possível); Plantio combinado de resinosas e folhosas – para restauro de florestas adultas, consiste em plantar pinhos (crescimento rápido) e azinheiras (grande resiliência); sementeira de herbáceas, em especial em áreas onde se pretende obter alguma produtividade antes da área ardida voltar a produzir madeira ⁵⁴
	Folhosas	Sementeira de herbáceas (apresenta o mesmo problema referido acima)
	Mista coníferas/folhosa	Plantio combinado de resinosas e folhosas – para restauro de florestas adultas: técnica de plantar pinhos (crescimento rápido) e azinheiras (grande resiliência)
	Matos altos	Plantio de árvores e arbustos de regeneração vegetativa (estas são mais resilientes aos fogos que as plantas de propagação por sementes)
	Matos rasteiros	--
	Prados	Sementeira de herbáceas (em especial para melhorar a produtividade da área)

⁵³ Uma cobertura de agulhas de pinheiro de 50% do solo reduz a erosão intersulcos entre 60 a 80%, donde pode excluir-se o mulching nas zonas onde as agulhas de pinheiro fazem boa cobertura do solo.

⁵⁴ Nalguns casos pode afectar o desenvolvimento das espécies arbóreas.

Factores	Classes		Acções
Tipo de ocupação do solo (cont.)	Ocupação mosaico – permite algum controlo no avanço, intensidade e severidade do fogo mas nos fogos muito severos a barreira fornecida por este tipo de paisagem pode não ser eficaz		Reconstrução da paisagem segundo a mesma estrutura em mosaico; nas áreas pós-fogo mesmo que inicialmente a ocupação do solo não seja em mosaico, é por vezes aconselhado uma intervenção de modo a constituir uma paisagem deste tipo
	Galeria ripícola		Preservação no fogo e/ou plantio pós fogo pois reduz a carga sedimentar (da erosão) que atinge os cursos de água
	Vegetação ripícola baixa – impede ou reduz significativamente a entrada de sedimentos nos cursos de água		Plantio deste tipo de vegetação ao longo das bordaduras ribeirinhas
	Zonas degradadas/fraca vegetação		Técnicas de recuperação do solo; Regulação dos fluxos hidráulicos (por introdução de herbáceas, arbustivas e árvores); Sementeiras de emergência; Cobertura por resíduos orgânicos; Barreiras de troncos; Promover o crescimento da vegetação; Plantios e favorecimento da regeneração natural (por fertilização dos solos e melhoramento da sua qualidade física)
	Zonas de conservação da natureza		Recuperação natural; Protecção das áreas de regeneração natural; Reflorestação com flora nativa
Condições climáticas	Calendário de chuvas pós fogo	Sem chuvas	--
		Trovoadas Verão	--
		Chuvas Outono-Inverno ⁵⁵	Mulching (e sementeiras) mas com aplicação estratégias de retenção: incorporação no solo, adição de emulsão aderente ou pela colocação de pequenas árvores ou ramos sobre os resíduos
	Intensidade das chuvas pós-fogo	Sem chuvas	--
		Fraca	Barreiras com toros de madeira
		Mediana	Mulching; Sementeiras; Barreiras com toros de madeira
		Elevada	Plantio escalonado de herbáceas, seguido de plantio de árvores
		Muito elevada: tempestades ⁵⁶	Mulching com estratégias de retenção; Pequenas barreiras de troncos, ancoradas, ao longo das encostas; Estruturas de retenção de emergência nas linhas de água

⁵⁵ Nas zonas mediterrânicas a maior vulnerabilidade e risco de erosão ocorre logo após a época de fogos, que coincide com o início das chuvas fortes de Outono, o que potencia o risco para a erosão, sendo a perda de solo um dos maiores riscos para o ecossistema pois o solo demora muito tempo a recuperar.

⁵⁶ O sucesso do mulching depende da quantidade e intensidade das chuvas. O mulching e boa parte das outras coberturas de solo tem poucos resultados perante eventos de tempestade ou zonas de frequentes ventos fortes.

Factores	Classes		Acções
Condições climáticas	Intensidade dos ventos	Fracos	Sementeira aérea; Mulching/cobertura do solo manual ou aéreo
		Moderados	Sementeira manual ou motorizada; Sementeira aérea; Mulching manual ou aéreo
		Fortes	Sementeira manual ou motorizada; Mulching manual
		Muito fortes	Sementeira manual, caso seja possível; Mulching manual
Orientação áreas aridas	Orientação das vertentes	N ⁽¹⁾	Regeneração natural da vegetação
		S	Plantio e sementeira
		E	--
		W	--

(1) em estudos na Catalunha verificou-se que a erosão era muito maior na encosta S que na encosta N. Sic: *The total erosion produced in the south facing plot during the study period was 2176 g/m² against 352 g/m² in the north facing plot (Marques and Mora, 1992). Cerdà et al. (1995) also recorded differences induced by orientation.*

Como últimas notas de referência, sublinhe-se que o **tipo de rocha** e o **tipo de solo** são factores muito importantes no controle da erosão e formação das camadas hidrofóbicas. Por exemplo, http://www.sdfn.org/docs/ThirdIntlFireCongress_Nov06/Wohlgemuth.pdf referem que a erosão nos declives, em fogos nos Estados Unidos, era maior em terrenos graníticos do que em terrenos gabróicos. Por sua vez o **grau de severidade do fogo** é determinante no grau de destruição do coberto vegetal, de destruição do solo e potenciação para a sua erosão, sendo também factor controlador na formação das camadas hidrofóbicas; aliás, dependendo da intensidade e severidade do fogo, as camadas hidrofóbicas, embora no geral possuindo curto tempo de existência, podem persistir durante alguns anos, se forem relativamente espessas; isto por sua vez depende da granulometria do solo, severidade do fogo, coberto vegetal, etc. (cf. ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/CA/programs/EWP/2007/SQISHydrophobic_soils.pdf).

Relativamente ao coberto vegetal, refira-se que as camadas hidrofóbicas podem ocorrer mesmo em condições de não fogo (e.g. certos eucaliptais australianos), tudo dependendo do tipo de floresta existente. Segundo ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/CA/programs/EWP/2007/SQISHydrophobic_soils.pdf quatro factores condicionam a formação das camadas hidrofóbicas:

- ❖ Uma **espessa camada de resíduos vegetais**, existente antes do fogo;
- ❖ **Fogos de superfície e de copa de alta intensidade** – são necessárias temperaturas muito elevadas para fazer com que os gases penetrem nos solos e formem camadas hidrofóbicas;
- ❖ **Períodos prolongados de calor intenso**;
- ❖ **Solos de textura grosseira** – os solos com poros grandes, como os solos arenosos, são mais susceptíveis à formação de camadas hidrofóbicas porque eles transmitem mais facilmente o calor do que os solos de texturas densas, tais como os argilosos; além disso os solos com texturas grosseiras têm poros maiores que permitem uma penetração mais profunda dos gases gerados pelos

fogos (favorecendo a formação de camadas hidrofóbicas mais espessas).

Por fim as **condições climáticas** pós-fogo podem ser um forte determinante – por vezes o principal (e.g. sementeiras) – não apenas do sucesso das intervenções mas até do tipo de intervenções (e.g. ventos fortes prevalentes na área ardida ou períodos de chuvas intensas após fogo podem destruir as acções de sementeira e/ou de cobertura de solos (*mulching*) que pudessem ter sido planeadas ou realizadas para minorar a erosão).

É assim importante estruturar um calendário de intervenção pós-fogo que leve em conta (1) as condições climáticas (especialmente as épocas de chuvas e de tempestades, sem contudo descurar aspectos como os ventos dominantes nas diferentes épocas do ano) e (2) o ciclo vegetativo da cobertura nativa, para se obter o máximo de sucesso nestas acções de intervenção.

Dever-se-ão considerar ainda factores como (1) a quantidade de cobertura vegetativa do terreno, (2) a textura do solo, (3) as incrustações do solo, (4) as rochas que afloram à superfície (nomeadamente a sua área de afloramento) e (5) o declive do terreno se se pretender realizar intervenções de mitigação e recuperação dos ecossistemas com um mínimo de sucesso viável. É de notar que a combinação destes factores com a extensão e espessura das camadas hidrofóbicas acarreta a probabilidade do aumento do escoamento superficial e erosão, com consequente sedimentação a jusante da área afectada; deve ter-se em mente que camadas hidrofóbicas mais espessas podem persistir durante mais de um ano e continuarão a ter um impacto sobre a infiltração das águas no solo, o crescimento e desenvolvimento das plantas, pelo que este factor tem também de ser considerado nos planos de intervenção sobre as áreas ardidas.

Embora o presente subcapítulo aborde as estratégias de acção relativas à mitigação dos impactes dos fogos sobre a água e os solos, optou-se por concluí-lo com uma breve reflexão sobre estratégias de acção no âmbito da **prevenção dos fogos**. De facto a prevenção é talvez a mais eficiente medida de mitigação, dado que impede a eclosão do problema que, uma vez ocorrido, será necessário mitigar. Pode considerar-se assim que a prevenção é uma espécie de leque de **estratégias de mitigação à priori**.

Diversos autores propuseram 3 abordagens para diminuir a ocorrência e propagação dos fogos:

- (1) reduzir as zonas especialmente susceptíveis à ignição;
- (2) aumentar a heterogeneidade espacial e a fragmentação da paisagem;
- (3) aumentar as barreiras e filtros que inibem a progressão do fogo. Importantes as ferramentas de análise espacial e modelação do fogo são ferramentas importantes de avaliação da paisagem e gestão do material combustível para controlo do fogo.

As faixas de gestão de combustível, organizadas em rede, com medidas de redução da carga de combustível à escala da paisagem, são também boas formas de prevenção dos fogos, ou pelo menos da sua propagação a grandes áreas. Estas acções englobam-se dentro de uma estratégia de prevenção designada de **landscaping** e onde se incluem outras acções como:

- (1) criar faixas de segurança entre os aglomerados agrícolas/urbanos e as zonas combustíveis nunca inferiores a 30 m e onde a carga combustível deverá ser sempre muito baixa;
- (2) alterar a dinâmica dos povoamentos florestais para manter um mosaico de parcelas da mesma idade e sem vegetação no sub-coberto;
- (3) (3) proteger pontos singulares ou estratégicos na paisagem (zonas de comunidades vegetais únicas e extensão limitada na paisagem e habitats ou locais especialmente sensíveis, que demorem longo tempo a recuperar).

e cujos objectivos são os de protegerem propriedades e comunidades humanas, assim como áreas naturais de especial valor ou relevância paisagística e/ou ecológica.

8.4 Estratégias de Mitigação dos Impactos dos Fogos – Avaliação da Sua Eficácia

Neste subcapítulo faz-se uma discussão das potencialidades e das deficiências das diferentes medidas de mitigação, considerando e discutindo as condições em que possam apresentar um bom desempenho, um desempenho mediano ou um desempenho fraco. Esta análise é desenvolvida com base na variada literatura existente sobre a mitigação dos impactes dos fogos e que tem sido citada ao longo deste relatório (*cf.* ver também Bibliografia).

Os resultados desta análise são apresentados no Quadro 145 para os diferentes tipos de intervenção para mitigação dos impactos dos fogos, em termos de erosão e qualidade das águas

As acções de títulos a azul referem-se especialmente ao controlo dos efeitos erosivos dos fogos, embora tenham também impactos na qualidade das águas. As acções de títulos a verde referem-se especialmente ao controlo dos efeitos dos fogos sobre a qualidade das águas. Os campos a cor salmão referem-se sobretudo a medidas de correcção/recuperação de solos que, embora não directamente relacionados com as questões do impacto sobre as águas e erosão, podem contudo apresentar um potencial impacto (ou mesmo risco) sobre as águas, em especial as subterrâneas. Os campos vazios são campos onde não se encontrou informação relevante na literatura consultada até ao momento, à excepção da menção da medida mitigadora em si.

Quadro 145 – Estratégias de mitigação dos fogos e avaliação das suas condições de eficácia

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Semeadura directa – a escolha da melhor altura para semear e a aplicação de tratamentos para acelerar a germinação podem ser vitais para assegurar uma germinação rápida; a eficácia destes tratamentos pode variar com as condições climáticas, podendo ser de grande interesse para as sementeiras outonais, em especial se realizadas no final do Outono (de acordo com o estudo de Valência).</p> <p>O efeito das sementeiras sobre a recuperação da vegetação depende muito das condições climáticas e das comunidades vegetais havidas antes do fogo mas no geral estas sementeiras levam a uma redução na erosão e transporte de sedimentos.</p> <p>Existe um conjunto variado de semeaduras e de associações de semeaduras com outras técnicas de mitigação, que poderão ter eficácias diversificadas em diferentes características das áreas queimadas, e que estão ainda pouco definidas em termos de eficácia. Algumas destas técnicas são o “mulching” e a escarificação, pois estes tratamentos adicionais ajudam a ancorar as sementes e a melhorar a germinação. A eficácia da semeadura depende de: (1) calendário correcto de sementeira, (2) escolha das sementes, (3) protecção contra os danos das pastagens, (4) a ocorrência de chuva suaves que promovam a germinação antes que o vento os as grandes chuvas removam as sementes e o solo. O calendário correcto de sementeira depende da localização geográfica: nalgumas zonas é melhor semear directamente sobre as cinzas, antes da ocorrência das chuvas, noutras é preferível semear após as primeiras chuvas.</p>	<p>Incerteza associada à germinação, sobrevivência e crescimento das espécies semeadas. A sementeira à superfície e sem cobertura teve os piores resultados (Alicante – semi-árido). Tem problema de predação de sementes (a aplicação de substâncias repelentes permite reduzir a predação mas os repelentes mais usados têm efeitos de apenas algumas semanas – mas deve considerar-se os efeitos sobre as águas e ecossistemas); a alternativa é misturar outras sementes, que são fonte de alimento alternativo para os animais (nem sempre tem sucesso; em Valência não teve). As plantas de desempenho elevado podem reduzir a vegetação nativa, em especial as plantas anuais que surgem após o fogo, assim como a densidade de arbustivas nativas de regeneração por sementes e a densidade e crescimento das resinosas. A sementeira tem, segundo alguns autores, baixa redução da erosão na primeira estação húmida pós fogo, quando as taxas de erosão são as mais elevadas.</p>	<p>Tudo depende da disponibilidade de água, se houver água as taxas de germinação são semelhantes, mas se não houver regas as taxas decrescem até ao nível dos 50% (zona de Alicante – semi-árido). A escolha da melhor altura para semear e a aplicação de tratamentos para acelerar a germinação podem ser vitais para assegurar uma germinação rápida; a eficácia destes tratamentos pode variar com as condições climáticas, podendo ser de grande interesse para as sementeiras outonais, em especial se realizadas no final do Outono (de acordo com o estudo de Valência). Em áreas críticas, dada a dificuldade das sementeiras em controlarem a erosão no 1º ano pós fogo, é necessário associar outras medidas de mitigação-reabilitação.</p>	<p>Reduz-se o tempo de espera para a cobertura vegetal, reduz-se os custos, há menor risco de deformação das raízes e há fácil mecanização. Um estudo em clima (e floresta) mediterrânico com sementeiras e mulching (de madeira cortada vinda da poda da floresta) e em que se usaram na mistura também sementes nativas mostrou que a sementeira + mulching aumentou o coberto vegetal nos 2 anos após o fogo (com valores de cobertura acima de 50%, face às parcelas não intervencionadas), mas se aplicados separadamente, a sementeira e o mulching não têm qualquer efeito na recuperação da vegetação. Reduz muito a compactação do solo e aumenta a infiltração da água, reduzindo ao mesmo tempo, em muito, a erosão do solo, se for usada a combinação sementeira + mulching.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Sementeira aérea + mulching – [serve para semear áreas vastas e de difícil acesso, num curto tempo e a baixos custos, sendo adequada em zonas onde grandes quantidades do coberto vegetal foi removido por fogos, acção mineira ou madeireira e tem sido muito usada em sementeiras de emergência pós-fogo (Oeste EUA) e na regeneração de áreas de corte de floresta (EUA, Canadá, Norte da Europa)].		A aplicação eficaz das sementes por avião ou helicóptero em posição fixa exige o uso de navegação por GPS e grande capacidade de pilotagem, além de ventos fracos para que a cobertura do terreno pelas sementes seja homogénea.	As sementes lançadas e cobertas com resíduos tinham uma taxa de germinação de até 80% mesmo em zonas semi-áridas sem irrigação (zona de Alicante).
Semeadura – técnica de restauro em zonas susceptíveis à desertificação (se de emergência) A semeadura de herbáceas usa-se em especial em áreas onde se pretende obter alguma produtividade antes da área ardida voltar a produzir madeira.	As plantas de desempenho elevado podem reduzir a vegetação nativa, em especial as plantas anuais que surgem após o fogo, assim como a densidade de arbustivas nativas de regeneração por sementes e a densidade e crescimento de resinosas. Nalguns estudos verifica-se que a semeadura de herbáceas não assegura o aumento da cobertura vegetativa dos solos (nem qualquer redução consequente da erosão) no primeiro ano – crítico – pós fogo.	As vantagens potenciais da aplicação de sementes de herbáceas para inibir o crescimento e expansão de plantas daninhas depende também da semeadura e germinação na altura correcta do ano. A semeadura é frequentemente mais bem sucedida onde o seu sucesso é menos necessário (isto é, em declives suaves e áreas de vegetação ripícola).	Se de emergência – aplicada em encostas de declives acentuados e fraca capacidade regenerativa, por aplicação de cobertura de mulch e semeadura de espécies herbáceas; reduz significativamente o escoamento superficial e a erosão nos primeiros 2 anos pós-incêndio.
Plantio de árvores e arbustos de regeneração vegetativa – para aumentar resiliência e resistência ao fogo de matos susceptíveis ao fogo (ex.: campos abandonados) dominadas por espécies de regeneração por semente e que se portam como acumuladores de combustível. As árvores e arbustos de regeneração vegetativa são muito resilientes ao fogo e dão resiliência ao ecossistema – técnica de restauro em zonas susceptíveis à desertificação.			

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Reflorestação com floresta comercial de crescimento rápido (pinheiro e eucalipto) – o sucesso das exóticas deve-se à ausência de pragas específicas e ao seu carácter de flora pioneira mas podem ter como riscos ou a inadaptação ou a agressividade extrema (exóticas invasoras). Na floresta mediterrânica as tentativas de introdução de carvalhos enfrenta mortalidades elevadas, o que torna a coisa cara e também a introdução de espécies de etapas avançadas é uma técnica recente e até há pouco não havia muitas destas árvores em viveiro.</p>	<p>A reflorestação – seja ela de qualquer tipo de floresta/espécies envolvidas – deve ter em conta os padrões de regeneração pós-fogo da vegetação espontânea e evitar processos que exijam a movimentação do solo após o fogo.</p>	<p>Para qualquer reflorestação: a preparação para a reflorestação deve ter em conta os padrões de regeneração pós-fogo da vegetação espontânea e evitar processos que exijam a movimentação do solo após o fogo. Vários autores sugerem uma cobertura mínima de 30% da área protege da erosão e que abaixo disso existe um risco real de erosão.</p>	
<p>Reflorestação – sementeira ou plantio mecânico – segundo o estudo SPREAD da Grécia: a reflorestação induz uma perturbação adicional na comunidade pós-fogo. Os autores sugerem que, em face das perturbações da reflorestação tradicional se devam estudar alternativas à plantação (sementeira por via aérea ou sementeira manual), mesmo se nenhuma destas tenha mostrado ter mais sucesso do que o plantio os impactos são talvez menores sobre as comunidades pós-fogo. A reflorestação (de todos os tipos) deve ser feita procurando mimetizar os processos naturais e afastando-se da abordagem artificial e mecanicista.</p>			
<p>Reflorestação - sementeira aérea – a escolha da melhor altura para semear e a aplicação de tratamentos para acelerar a germinação podem ser vitais para assegurar uma germinação rápida (mas tal poderá ter riscos para as águas: poluição por fertilizantes, etc.); a eficácia destes tratamentos pode variar com as condições climáticas, podendo ser de grande interesse para as sementeiras outonais, em especial se realizadas no final do Outono (de acordo com o estudo de Valência).</p>			<p>Para áreas vastas e de difícil acesso, num curto tempo e a baixos custos, sendo adequada em zonas onde grandes quantidades do coberto vegetal foi removido por fogos, acção mineira ou madeireira e tem sido muito usada em sementeiras de emergência pós-fogo (Oeste EUA) e na regeneração de áreas de corte de floresta (EUA, Canadá, Norte da Europa).</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Reflorestação com floresta autóctone – os métodos de aplicação de sementeira ou de plantio de vegetação autóctone deverá levar em conta a dimensão da área a intervencionar e a disponibilidade de irrigação, embora as plantas típicas da sucessão pós-fogo no geral surjam de per si dado que as sementes, bolbos, raízes e outras estruturas germinativas estão já no solo e podem ser activadas pelo calor, cinzas ou compostos químicos produzidos pelos fogos. Deve recolher-se informação sobre as características do local, incluindo a fauna e flora pré-fogo, o historial dos fogos, o tipo de solos, classes de declives, etc.</p>	<p>Algumas das árvores nativas são típicas de estádios mais avançados da evolução do ecossistema, pelo que são especialmente sensíveis aos factores bióticos e abióticos nas primeiras fases pós-fogo. No caso de declives acentuados pode haver dificuldades em manter as sementes “na vertente” embora este seja um problema associado a qualquer sementeira e não apenas a sementeira de espécies autóctones. A maior parte da reflorestação faz-se com plantas germinadas em recipientes – técnica a usar em zonas críticas – o que é caro e tem grandes custos laborais (mas é muito eficaz).</p>	<p>É difícil prever à priori o efeito de dada interacção planta-planta, devido às interacções abióticas e interacções indirectas com outras espécies (incluindo as condições de competição que se desencadeiam nos tempos de sequia). O uso da facilitação (interacção positiva entre plantas) tem um potencial promissor para o restauro de ecossistemas degradados numa ampla diversidade de situações. A cobertura das sementes (mulching) pode reduzir o consumo das sementes pelos pássaros e a sua perda por arraste durante as chuvas.</p>	<p>Os locais com vegetação pré-existente podem ser bons locais favoráveis à introdução de espécies; certos arbustos do mato seco sub-mediterrânico facilitam o estabelecimento de plântulas de árvores tardias na sucessão. O controlo de herbáceas nos anos 1 a 3 são com frequência mais eficazes para a regeneração das plantas do que a sua sementeira. Há mais sucesso se se aplicarem técnicas de estabilização do solo (controlo de erosão) no 1º ano, e depois semear plantas nativas no 2º ou 3º ano.</p>
<p>Plantio combinado de resinosas e folhosas – para restauro de florestas adultas. É a técnica de plantar pinhos (crescimento rápido) e azinheiras (grande resiliência) – técnica de restauro em zonas susceptíveis à desertificação.</p>	<p>Os pinheiros jovens são muito susceptíveis aos fogos donde a reflorestação só por pinhos traz risco elevado de fogos, em especial nas zonas muito vulneráveis e vulneráveis aos fogos.</p>	<p>Tem havido grande evolução na ecofisiologia das folhosas e portanto um maior sucesso no plantio destas em áreas degradadas e descobertas do Mediterrâneo.</p>	<p>A técnica tradicional é plantar pinheiros e só ao fim de alguns anos introduzir as folhosas (quercíneas e afins) sob as copas de pinheiros, em solos e microclimas mais favoráveis (e as quercíneas de sequeiro?).</p>
<p>Reflorestação - plantio manual – para usar em zonas mais sensíveis onde a maquinaria pesada seja desaconselhada; é um processo caro e resulta em muito pisoteio.</p>	<p>Não aconselhável em solos muito fragilizados e/ou topografias muito sujeitas a erosão.</p>		<p>Para solos mais sensíveis ou topografias mais acentuadas.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Reflorestação / Plantio escalonado de herbáceas seguido de plantio de árvores – de especial interesse em grandes áreas ardidas com severidade.			O plantio e tratamento vegetativo pode ajudar a reter e a filtrar o escoamento superficial ou a reduzir o risco de fogos, tudo dependendo do tipo de plantas utilizadas. A vegetação perene (herbáceas, árvores, arbustos que recobrem o solo) reduzem a poluição de água, reduzem a taxa de escoamento, aumentam a filtração e impedem a erosão.
Plantio – a reflorestação/plantio induz uma perturbação adicional na comunidade pós-fogo. Em face das perturbações da reflorestação tradicional se devam estudar alternativas à plantação (sementeira por via aérea ou sementeira manual), mesmo se nenhuma destas tenha mostrado ter mais sucesso do que o plantio os impactos são talvez menores sobre as comunidades pós-fogo; a reflorestação deve ser feita procurando mimetizar os processos naturais e afastando-se da abordagem artificial e mecanicista (estudo na Grécia com plantio de pinho de Aleppo).			
Recuperação natural da floresta			
Protecção das áreas de regeneração natural			
Faixas de vegetação herbácea – para servirem de filtro aos sedimentos antes de entrarem nos canais de escoamento superficial.			
Paisagismo “à prova de fogo” – esta técnica inclui a conservação de árvores, zonas de viveiro de arbustos e a cobertura vegetativa, o terraceamento (para reduzir o escoamento superficial), a estabilização de declives, a criação de faixas herbáceas de filtração de água, a lavra e cultivos segundo as linhas de contorno do terreno. Outras opções incluem, diques de infiltração, pavimentos permeáveis (em áreas no perímetro urbano).			A arquitectura paisagística – em especial na envolvente urbana – também tem uma grande importância no controle da vulnerabilidade aos fogos dos bens imóveis

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Mulching – tem como efeitos dar uma protecção imediata do solo, reduzir os impactos a jusante devidos ao transporte de sedimentos e a cheias, ao protegerem o solo do impacto da chuva e reduzir o escoamento superficial, ao criarem pequenas barreiras aos sedimentos, reduzem a erosão e compactação do solo e a formação de sulcos, ajudam a uma maior retenção da humidade do solo, aumentam a infiltração, favorecendo a germinação das sementes (em especial nas zonas de climas mais quentes mas não necessariamente nos climas frios). A aplicação de mulching tem a vantagem da protecção logo após a aplicação e redução da erosão no 1º ano pós-fogo (ano crítico), facilidade de obtenção local dos resíduos, supressão das plantas infestantes que surgem normalmente após os incêndios.</p> <p>Uma camada de cobertura espessa pode impedir o nascimento de vegetação competitiva face às árvores plantadas. Alguns resíduos podem também servir como fonte de nutrientes mas outros (relação C/N > 30) podem gerar a imobilização temporária dos nutrientes no solo. – isto pode ter impactos na qualidade das águas.</p> <p>Usado muitas vezes em conjugação com sementeiras de herbáceas para fornecer cobertura do solo em áreas críticas; nestas áreas as taxas de cobertura desejáveis devem ser de pelo menos 70%. Só pode ser uma medida eficaz se a cobertura de solo permanecer no local de aplicação; a aplicação manual do mulch gera uma cobertura mais uniforme do que a aplicação por via aérea, dando uma melhor protecção à área afectada, mas pode ser uma técnica muito morosa para tratar grandes áreas.</p>	<p>Se aplicados separadamente, a sementeira e o mulching não têm qualquer efeito na recuperação da vegetação. Uma cobertura de agulhas de pinheiro de 50% do solo reduz a erosão intersulcos entre 60 a 80%; donde pode excluir-se o mulching nas zonas onde as agulhas de pinheiro dão uma boa cobertura do solo. A cobertura de solo depende da quantidade e intensidade das chuvas e tem poucos resultados perante eventos de tempestade ou zonas de frequentes ventos fortes. O hidromulching (mulching aplicado misturado com água) se aplicado em larga escala por meios aéreos pode ser muito caro em comparação com outros sistemas de aplicação de mulching. Não está clarificado se o mulching não estará também a inibir a germinação de plantas e arbustos nativos; estes materiais podem trazer consigo espécies exóticas, cuja introdução no ecossistema seja indesejável. O mulching pode ser uma técnica eficaz de controlo da erosão mas é cara.</p>	<p>Reduzem muito a compactação do solo e aumentam a infiltração da água, reduzindo também muito a erosão do solo. A aplicação de mulching poderá ser restringida a áreas de risco elevado de erosão e de escoamento superficial, devido ao preço e logística para a sua aplicação; nestas áreas é altamente recomendada a introdução de sementes de espécies nativas, para aumentar a estrutura e resiliência do ecossistema. A retenção do mulching pode ser incrementada pela incorporação no solo, adição de emulsão aderente ou pela colocação de pequenas árvores ou ramos sobre os resíduos. A facilidade de obtenção local de resíduos, supressão das plantas infestantes que surgem normal mente após os incêndios, mas estes materiais podem trazer consigo espécies exóticas, cuja introdução no ecossistema seja indesejável. Estudos indicam uma redução da erosão no 1º ano pós-fogo em áreas tratadas mas que nos anos subsequentes a redução era pequena e estatisticamente indistinta da erosão em áreas não tratadas.</p>	<p>É mais eficaz em declives suaves e em áreas onde não ocorram ventos fortes. A sua eficácia resulta de oferecer protecção imediata contra o impacto das gotas de chuva e contra a escorrência superficial. Em clima (e floresta) mediterrânico, a sementeira e mulching (de madeira cortada vinda da poda da floresta) e em que se usaram na mistura também sementes nativas mostrou que a sementeira + mulching aumento o coberto vegetal nos 2 anos após o fogo (com valores de cobertura acima de 50%, face às parcelas não intervencionadas). Os materiais orgânicos (papel, juta, palha, serradura, resíduos da floresta) são mais eficazes que os não orgânicos na retenção de partículas e humidade do solo; a aplicação de palha pode ser um dos tratamentos mais eficazes. A utilização de resíduos florestais locais é uma técnica recente e minimiza a introdução de invasoras e exóticas e a aplicação de resíduos lenhosos (vindos das podas e desbastes de tratamentos silvícolas) pode ser muito eficaz na mitigação da erosão pós-fogo do solo.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Redes de juta – aplicam-se sobre palha ou outras coberturas de solo (mulch), para as impedir de serem arrastadas e danificadas pelo vento e chuvas, sendo ancoradas ao solo por dispositivos próprios. Para a sua aplicação o solo deve ser razoavelmente aplanado e cada rolo de juta deve ser aplicado ao longo do declive do terreno e nunca segundo a direcção das curvas de nível.	Não devem ser usadas em: (1) declives acentuados em solos arenosos, (2) declives acentuados com muitas rochas aflorantes, (3) declives acentuados com grande quantidade de vegetação queimada ainda no local, (4) sozinhas quando se espera que as quantidades de escoamento superficial sejam elevadas.		É utilizada em áreas de potencial erosivo elevado nas proximidades de estruturas como casas, estradas e pontes. Usado também em pequenas áreas muito perturbadas e de declives elevados. Reduzem a erosão e fornecem bom suporte para o crescimento vegetativo.
Sacos de areia, terra ou cascalhos – técnica usada para estabilizar os solos, reter sedimentos e prevenir/impedir a erosão, por redução do escoamento superficial. Estes sacos são com frequência colocados em fiadas irregulares, tal como se fossem substitutos dos troncos nas estruturas de contorno do declive (barreiras de troncos e ramos, etc.).	Não são adequados para aplicações em canais em forma de V. Estes armazenam temporariamente os sedimentos, depois a estrutura pode desmoronar e libertar todo o sedimento acumulado.	Técnica que pode ser usada em áreas onde não existem árvores disponíveis para construir estruturas de retenção do escoamento.	Usados em áreas declivosas e em pequenos canais de escoamento para controlar o fluxo de escoamento e/ou reter sedimentos, podendo ser providenciados com sementes para acelerar o processos de revegetação da região. As fiadas de sacos quebram o fluxo da água e promovem infiltração.
Barreiras de siltes e materiais finos – técnica usada para estabilizar os solos, reter sedimentos e prevenir/impedir a erosão, por redução do escoamento superficial. São instaladas para reter sedimentos em pequenas depressões, pequenos sistemas de drenagem efémeros, ou ao longo de declives onde fornecem uma capacidade de armazenamento temporária. Podem também ser instaladas para monitorizar o movimento dos sedimentos (em programas de monitorização de eficácia das medidas de reabilitação).	A sua instalação exige uma carga intensiva de mão-de-obra, pelo que só são utilizadas como medida de tratamento quando os outros métodos não são eficazes.	Podem durar anos antes de serem destruídas pelos raios UV (Robichaud and Brown 2002).	Funcionam melhor em declives suaves mas podem ser eficazes em declives mais acentuados e rochosos, onde as barreiras à erosão construídas com troncos não conseguem obter um bom contacto com o solo (vital para o seu sucesso).
Barreiras temporárias – utilizadas para manter o gado e veículos todo o terreno fora das áreas ardidas e zonas de vegetação ripícola durante o período de recuperação.	Podem ser muito mal toleradas pelos pastores e outras populações locais.		É uma medida temporária.

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Barreiras anti-erosão com toros de madeira – são postos em justaposição em linha ao longo das curvas de nível e as distâncias entre barreiras dependem da inclinação da vertente. As barreiras ficam na zona durante muitos anos logo os impactos não são só os associados ao corte dos troncos e sua recolha, sendo que o padrão de distribuição das espécies nas zonas em recuperação é afectado e as barreiras são uma biomassa morta, seca, logo combustível, aumentando o risco de recorrência do fogo nos primeiros anos pós fogo e pode mesmo funcionar como propagador do fogo; também as pragas de bichos furadores da madeira têm nestas barreiras uma forma de se propagarem (importante investigar os impactos ecológicos destas barreiras nas comunidades vegetais pós-fogo). Esta técnica exige o corte dos troncos ardidos ao longo dos declives das zonas ardidas e colocá-los ao longo das curvas de nível do declive (com os associados problemas devidos a este tipo massivo de intervenção), para que se obtenham barreiras mecânicas ao fluxo da água, uma redução do transporte dos sedimentos e a promoção da infiltração, dado que estas barreiras reduzem a velocidade da água, fragmentam os fluxos concentrados, induzem uma irregularidade hidráulica nos declives ardidos e armazenam sedimentos.</p>	<p>Exige vários grupos de trabalho, logo há uma forte presença humana na zona afectada e se se usarem os troncos queimados, têm de se cortar estes (por corte mecânico), o que pode aumentar a erosão e o escoamento superficial (devido à presença de maquinaria pesada). Estas barragens de troncos ocupam até 10% do terreno, cria um padrão regular (zonas de solo descoberto seguidas por zonas de solo de acumulação) e nas zonas de acumulação atrás das barreiras tem-se 2 tipos de solo: o original e o que resulta da acumulação do material erodido, logo a distribuição natural dos solos é substituída por um padrão regular artificial em termos de ocupação e qualidade do solo. A sua eficácia reduz-se ao longo do tempo (assim que a área de retenção atrás da barreira fica cheia com sedimentos, esta não pode reter mais material e este pode seguir vertente abaixo) e é diminuta para chuvas de grande intensidade. Têm eficácia limitada, em especial em áreas onde a erosão e o escoamento possam ser elevados.</p>	<p>A acumulação do material nas barreiras afecta o aparecimento dos rebentos de lenhosas, com menos plantas a montante do que a jusante das barreiras tanto nas zonas altas como baixas das encostas (programa SPREAD). A eficácia destas barreiras (assim como as barreiras de treliças de palha) necessita de adequados estudos e documentação na literatura científica. Têm alguma eficácia se: (a) a densidade e tamanho dos troncos se equipara à erosão expectável, (b) os troncos, bacias e barreiras estiverem adequadamente posicionados, (c) não seja provável que a área sofra tempestades de elevada intensidade.</p>	<p>Esta técnica pode ser eficaz para eventos de precipitação de intensidade baixa a moderada. É um bom sistema de controlo do escoamento e riscos de cheia. As herbáceas, sobretudo as anuais, dão-se muito bem com as barreiras (programa SPREAD). Estes tratamentos fornecem uma protecção tempestade-a-tempestade durante o 1º ano pós-fogo, quando o escoamento e erosão são máximos.</p> <p>melhoria desta técnica: as barreiras devem ser construídas logo após o fogo e antes das primeiras chuvas pós-fogo, a distribuição destas não deve ser regular para evitar a formação de padrões repetidos paralelos da vegetação e solos, a colocação dos troncos perto do local onde foram cortados reduz o pisoteio e a erosão e degradação a ele associada, e a distância entre troncos (ou linhas de troncos) deve ser reexaminada para reduzir a área de ocupação da zona ardida por parte destas estruturas.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>“Slash Spreading” – cobertura do solo com material orgânico, com vista a interromper o impacto da chuva e manter o solo no lugar. É frequentemente utilizado para reabilitar corredores de fogo e linhas de aspersão de fogos.</p>		<p>Também pode ser usado em áreas moderadamente ardidas onde existe mais material disponível para espalhar ou por baixo de um declive intensamente ardido ou área de solos hidrofóbicos.</p>	<p>Pode ser usado em vertentes ardidas onde esteja presente vegetação morta. O material necessita de ser cortado de forma a fazer um bom contacto com o solo, só sendo eficiente se for mantido este bom contacto.</p>
<p>Açudes de troncos dispostos ao longo da topografia – esta técnica exige o corte dos troncos ardidos ao longo dos declives das zonas ardidas e colocá-los ao longo das curvas de nível do declive (com os associados problemas devidos a este tipo massivo de intervenção), para que se obtenham barreiras mecânicas ao fluxo da água, uma redução do transporte dos sedimentos e a promoção da infiltração, dado que estas barreiras reduzem a velocidade da água, fragmentam os fluxos concentrados, induzem uma irregularidade hidráulica nos declives ardidos e armazenam sedimentos. Esta medida de mitigação foi inicialmente projectada para funcionar como as trincheiras ao longo das curvas de nível, com o objectivo de deter e fazer infiltrar o escoamento superficial de uma tempestade padrão. Solos rochosos, pouco profundos e irregulares são problemáticos para a ancoragem destas estruturas, as quais só funcionam sem falhas se estiverem muito bem ancoradas. Declives abertamente rochosos e muito inclinados devem ser evitados porque os benefícios deste tipo de intervenção são facilmente eliminados face ao tempo extra de instalação e à limitada capacidade para reter o escoamento ou estabilizar pequenas quantidades de solo.</p>	<p>Nalguns casos estas barreiras enchem de sedimento logo após os primeiros eventos de tempestade após a sua instalação. Devido às suas pequenas dimensões a vida eficaz destas estruturas, mesmo quando adequadamente instaladas, é de no máximo apenas alguns anos. Em solos altamente erosivos (ex.: de granitos ou depósitos glaciares) pode ser mobilizado tanto sedimento que este pode aniquilar pequenos destes açudes. Açudes mal dimensionados e/ou mal planificados, com um espaçamento amplo entre si podem na prática concentrar o escoamento e provocar danos que são consideravelmente maiores do que se não existisse intervenção. Em áreas de pluviosidade elevada este método pode ser impraticável.</p>	<p>O volume potencial de sedimento armazenável é altamente dependente dos declives, da localização e dimensão dos açudes, da dimensão dos troncos e do grau em que estes troncos são correctamente empilhados e colocados em contacto com o solo. Se a capacidade de armazenamento for excedida, a estrutura fornece o benefício secundário de reduzir o comprimento do declive, interrompendo o fluxo concentrado e o movimento dos sedimentos. A disponibilidade de um número adequado de troncos direitos tem de ser tomada em conta para se usar este método.</p>	<p>Declives mais suaves e solos de textura mais fina (excepto solos argilosos) levam a uma melhor instalação e eficácia do controlo do escoamento por parte destas estruturas. A localização ao longo das curvas de nível é vital e a eliminação de prolongados percursos de fluxo por meio de “degraus de tijolos” fornece uma eficácia adicional a estas estruturas.</p>
<p>Geotêxteis – apenas a aplicar nas zonas de solos particularmente instáveis, de muito alto risco de erosão, e onde outras estratégias de controlo de erosão não sejam eficazes. Frequentemente usado em conjugação com sementeiras, para cobrir o solo e controlar a erosão em áreas de alto risco como grandes declives, áreas acima de estradas e estruturas e ao longo de margens de cursos de água.</p>	<p>A cobertura total fornecida por alguns geotêxteis pode reduzir a instalação das plantas nativas.</p>	<p>Os geotêxteis têm de ser ancorados com firmeza para poderem ser eficazes, em especial ao longo das margens de cursos de água.</p>	

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Barreiras com rolos de erva – o principal objectivo do seu uso é o de quebrar a extensão do declive e reduzir as velocidades do fluxo concentrado. São barreiras permeáveis, usadas para deter o escoamento superficial o tempo bastante para reduzir a velocidade de fluxo e realizarem a retenção e armazenamento dos sedimentos.</p>	<p>Não devem ser colocadas em sistemas de drenagem activos e/ou principais. São relativamente baratos mas podem ser destruídos por animais que pastem, podem decompor-se ou incendiar-se.</p>	<p>São uma boa alternativa em áreas ardidas onde não existem toros de madeira, ou estes são mal conformados ou escassos. Embora a rede destes rolos seja fotodegradável existem preocupações de que esta possa persistir por tempo suficiente para se tornar num perigo para pequenos animais.</p>	<p>Com um espaçamento e remate adequado das estruturas, podem fornecer uma retenção adequada do escoamento. Têm sido usadas em pequenas redes de drenagem de 1ª ordem ou em pequenos declives para reter pequenas quantidades de sedimentos.</p>
<p>Barreiras anti-erosão com toros e resíduos de solo ou vegetação – são diques construídos com os resíduos dos ramos, que ficaram no solo após o abate das árvores queimadas. No estudo da Catalunha estas barreiras foram construídas a partir de pilhas de ramos irregulares, agrupados de forma pouco coesa, e ancorados ao solo apenas por algumas estacas verticais, tendo sido dispostas ao longo do declive em colunas e fiadas alternantes, para actuarem como pequenas barreiras de retenção e ajudar a controlar a erosão.</p>	<p>após diversos eventos de precipitação, de intensidade variável, quando o escoamento laminar se tornou no tipo de escoamento dominante, estas barreiras funcionaram como estruturas transparentes, sem que a água ou os sedimentos fossem por elas retidos; quando o escoamento se tornou concentrado, em especial após grandes chuvadas, algumas das barreiras foram destruídas (e.g. Catalunha). Neste estudo não houve indicações de que a construção destas barreiras haja sido uma medida efectiva de controlo da erosão.</p>		
<p>Barreiras de treliças de palha – estas estruturas podem deter o escoamento superficial e/ou reduzir a sua velocidade, armazenar sedimentos e fornecer uma cama para a germinação das plantas.</p>		<p>Embora a rede destes rolos seja fotodegradável há preocupações de que esta possa persistir por tempo suficiente para se tornar num perigo para pequenos animais.</p>	<p>São uma boa alternativa em áreas ardidas onde não existem troncos de madeira, estes são escassos ou mal conformados.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Escarificação e "ripping" – são tratamentos mecânicos do solo, destinados a melhorar as taxas de infiltração em solos hidrofóbicos. Tractores e outra maquinaria podem ser utilizados em declives de 20% ou inferiores.	Solos pouco profundos, afloramentos rochosos, declives acentuados, redes de drenagem muito encaixadas, solos de textura fina, e uma elevada densidade de árvores criam problemas significativos à utilização desta técnica.		Podem aumentar a macroporosidade nos solos através da fragmentação de solos densos ou hidrofóbicos, aumentando assim a quantidade de precipitação que se infiltra no solo. A escarificação pode ainda fornecer uma cama para a sementeira ou o plantio, capaz de melhorar as taxas de germinação. Funciona melhor onde existe uma boa profundidade do solo, a sua textura é grosseira, os declives são inferiores a 30% e a densidade de vegetação lenhosa é baixa. É eficaz em estradas, trilhos e zonas de quebra-fogo com declives inferiores a 35%.
Lavras perpendiculares ao declive dos terrenos – este tratamento dos terrenos melhora o arejamento do solo e cria microrelevos que auxiliam no controle da erosão, parecendo ser potencial técnica de melhoramento para áreas afectadas pelos fogos.			
Estruturas de retenção nas linhas de água – os tratamentos sobre os canais de escoamento necessitam de ser conjugados com intervenções nas vertentes para serem realmente eficientes. São realizados para modificar o movimento dos sedimentos e água em canais efémeros ou de 1ª ordem, para prevenir cheias e torrentes de detritos que podem afectar as áreas a jusante. Algumas estruturas são colocadas nos canais para abrandar o fluxo de água e reter os sedimentos, que mais tarde serão gradualmente libertados à medida que as estruturas se degradam.			

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Terraços e pequenos terraços de troncos – exige o corte dos troncos ardidos ao longo dos declives das zonas ardidas e colocá-los ao longo das curvas de nível do declive (com os associados problemas devidos a este tipo massivo de intervenção), para que se obtenham barreiras mecânicas ao fluxo da água, uma redução do transporte dos sedimentos e a promoção da infiltração, dado que estas barreiras reduzem a velocidade da água, fragmentam os fluxos concentrados, induzem uma irregularidade hidráulica nos declives ardidos e armazenam sedimentos. Esta medida de mitigação foi inicialmente projectada para funcionar como as trincheiras ao longo das curvas de nível, com o objectivo de deter e infiltrar o escoamento superficial de uma tempestade padrão. Solos rochosos, pouco profundos e irregulares são problemáticos para a ancoragem destas estruturas, as quais só funcionam sem falhas se estiverem muito bem ancoradas. Declives abertamente rochosos e muito inclinados devem ser evitados porque os benefícios deste tipo de intervenção são facilmente eliminados face ao tempo extra de instalação e à limitada capacidade para reter o escoamento ou estabilizar pequenas quantidades de solo. Solos pouco profundos, rochosos e irregulares são problemáticos para a ancoragem dos troncos.</p>	<p>Devido às suas reduzidas dimensões, a vida eficaz destas estruturas, mesmo se bem implantadas, será no máximo de alguns anos. Em solos altamente erosivos (ex.: de granitos ou depósitos glaciares) pode ser mobilizado tanto sedimento que este pode aniquilar pequenos destes açudes. Açudes mal dimensionados e/ou mal planificados, com um espaçamento amplo entre si podem na prática concentrar o escoamento e provocar danos que são consideravelmente maiores do que se não existisse intervenção. Em áreas de pluviosidade elevada este método pode ser impraticável.</p>	<p>Se a capacidade de armazenamento for excedida, a estrutura fornece o benefício secundário de reduzir o comprimento do declive, interrompendo o fluxo concentrado e o movimento dos sedimentos. A disponibilidade de um número adequado de troncos direitos tem de ser tomada em conta para se usar este método.</p>	<p>Declives suaves e solos de textura mais fina (excepto solos argilosos) permitem uma melhor instalação das estruturas e melhor eficácia no controlo do escoamento. A localização ao longo das curvas de nível é vital para a sua eficácia.</p>
<p>Açudes de rolos de palhas – usados para reduzir ou evitar as entradas de sedimentos em cursos de água perenes durante a primeira estação húmida a seguir ao fogo. São estruturas temporárias de controlo de fluxo “no canal” construídas com rolos de palha ou feno comercialmente disponíveis. Reduzem a velocidade da água e retêm o escoamento superficial com forte carga sedimentar, o tempo suficiente para os sedimentos mais grosseiros serem depositados atrás dos açudes. A redução da velocidade da água também reduz o ravinamento a jusante nos canais efémeros de escoamento.</p>	<p>Eventualmente deterioram-se devido a condições climáticas, fluxo no canal ou perturbações induzidas pelo gado e pelos animais selvagens. Estes açudes tendem a sofrer rupturas em grandes tempestades; a ruptura pode ocorrer também se os açudes estão mal construídos ou colocados em locais onde eles não podem conter o escoamento. A ruptura destes açudes por “piping” por baixo ou entre os rolos, ou solapamento do rolo central é superior a 10%.</p>	<p>Usadas com frequência em locais onde não existem materiais disponíveis para construir outro tipo de açudes. A área de drenagem deve ser sempre inferior a 8 ha. Os rolos habitualmente duram menos de 3 meses, os caudais não deverão ser superiores a 0.3 m³/sec e os rolos deverão ser removidos quando a profundidade do sedimento a montante do açude tem metade da altura do rolo.</p>	<p>São baratas, fáceis de instalar e eficazes a reterem sedimentos.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Açudes de troncos – são outro tipo de estrutura temporária de controlo de fluxo “no canal”, de funções similares aos açudes de rolos de palha, usadas para reduzir ou evitar as entradas de sedimentos em cursos de água perenes durante a primeira estação húmida a seguir ao fogo.	Exigem mais esforço e capacidade técnica para serem instaladas do que os açudes de palha. Se estas estruturas falham, habitualmente dá-se um agravamento da erosão. A sua instalação é cara.		Duram mais tempo do que os açudes de rolos de palha, têm uma alta eficácia e 15 a 30 anos de esperança de vida.
Açudes de treliças de palha – funcionam segundo o mesmo princípio dos açudes de rolos de palha: reter sedimentos nos declives e nos topos das linhas de água de escoamento efémero, ao reduzirem o gradiente dos canais, sendo projectadas para reduzir a quantidade de sedimentos que entra nos cursos de água.	Não devem ser colocados em canais de primeira ordem ou em sistemas de drenagem de maior importância devido às altas taxas de colapso. Eles assoreiam completamente durante as primeiras tempestades pelo que a sua eficácia diminui rapidamente e podem rebentar durante elevados caudais de ponta; a sua utilidade é assim de curta duração.	Quanto mais próximos forem instalados uns dos outros, em terreno declivoso, mais eficazes são na retenção de sedimentos. As treliças habitualmente têm um curto tempo de duração.	São facilmente postas em contacto íntimo com o solo – o que constitui uma vantagem face às barreiras de materiais rígidos como os toros de madeira – e fornecem uma barreira de baixo risco às movimentações do solo. São mais eficazes nas vertentes de montes do que em declives muito acentuados. As treliças podem ser usadas de forma muito eficaz em combinação com os açudes de rolos de palha.
Estabilizadores de gradiente construídos com troncos – o seu objectivo é muito semelhante aos dos açudes de troncos (ou toros de madeira), mas a ênfase desta intervenção é a de estabilizar o gradiente do canal em vez de reter sedimentos.	Nalguns locais pode, depois do fogo, não existir material adequado para a sua construção (material lenhoso direito). Estes tendem a não funcionar em condições de caudais elevados.	Numerosos estabilizadores de pequena dimensão são preferíveis a poucos e de maiores dimensões.	Funcionam para fluxos baixos a moderados.
Estabilizadores de gradiente construídos com rochas – funcionam do mesmo modo que os estabilizadores de gradiente citados acima			A eficácia é controlada por (1) o uso de rochas suficientemente grandes para resistirem ao transporte durante os eventos de escoamento, (2) colocação de filtros no lado de montante da estrutura, para recolher e reter sedimentos e resíduos orgânicos.

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Derrube de resíduos para o curso de água – destina-se a substituir o material lenhoso nas linhas de água que haja sido consumido pelo fogo. Pretende-se que estes materiais retenham também resíduos orgânicos e detenham temporariamente, ou abrandem, o escoamento devido às tempestades. Esta medida tem objectivos completamente diferentes dos da limpeza das linhas de água.	O material lenhoso derrubado para dentro dos cursos de água irá, em última análise, alterar o gradiente do canal, provocar a deposição de sedimentos e a agradação deste.		Os resíduos lenhosos presentes nos cursos de água foram claramente relacionados com o melhoramento dos habitats para os peixes.
Trincheiras ao longo das curvas de nível e terraceamentos – este tratamento dos terrenos cria um tipo de relevo que auxilia no controle da erosão, parecendo ser potenciais técnicas de melhoramento para áreas afectadas pelos fogos. As trincheiras de grande escala são projectadas para deter totalmente o escoamento de uma determinada tempestade padrão ou local de escoamento, sendo a largura e profundidade dependentes das características da tempestade padrão, do tipo de solo e declive. Pequenas trincheiras “exteriores” podem ser construídas em declives inferiores a 30%; para declives superiores têm de se construir trincheiras “interiores”. As trincheiras têm sido usadas como medida de reabilitação para reduzir a erosão, reter sedimentos, aumentar a infiltração e permitir a revegetação; podem ser construídas com maquinaria (trincheiras profundas) ou manualmente (no geral pouco profundas). Quando é usado equipamento pesado na sua construção, pode criar-se uma considerável perturbação do solo e problemas imediatos de erosão; os problemas de erosão podem também ocorrer vários anos mais tarde, quando o escoamento ravinar estas estruturas. As trincheiras e terraços são usadas frequentemente em conjunção com outras técnicas como as sementeiras.	Estas trincheiras são eficazes em vários locais mas tem impactos visuais na paisagem, especialmente elevados quando usadas em áreas desnudas, podendo ser visíveis várias décadas após a sua instalação (se de grandes dimensões). Os solos graníticos não mantêm bem estas estruturas dada a sua textura grosseira; os solos argilosos tornam-se plásticos na presença da água e em topografia propensa a deslizamentos tais trincheiras podem activar rupturas do terreno. Quando pouco profundas e abertas manualmente, tendem a desaparecer com o tempo, à medida que assoreiam e ficam cobertas com vegetação. Não afectam os picos de escoamento das chuvas de longa duração e baixa densidade.	Trincheiras de pequena dimensão são usadas para quebrar a superfície das vertentes, abrandar o escoamento, permitir a infiltração e reter sedimentos. Embora aumentem as taxas de infiltração, a quantidade de infiltração depende do tipo de solo e geologia do local (DeByle 1970b).	Técnica tradicional e universalmente utilizada para controlar a erosão em áreas de grande declive, quer tenham sido ou não sujeitas a fogos. Exigem um mínimo de 1,2 m de espessura de solo para se poder fazer uma construção adequada. Funcionam melhor em solos francos grosseiros. As trincheiras ao longo das curvas de nível podem ser eficazes na alteração da resposta hidrológica a tempestades intensas e de curta duração, típicas das trovoadas de Verão.
Limpeza do canal do curso de água – é a remoção de troncos, resíduos orgânicos ou depósitos de sedimentos, em especial grandes objectos, para impedir que eles sejam mobilizados em fluxos de arraste de massa ou eventos de cheias. Tem sido feito para impedir a criação de açudes de resíduos, os quais podem originar cheias relâmpago ou aumentar as alturas de cheia e os picos de escoamento.			Impede que troncos e outros grandes objectos sejam mobilizados por fluxos de arraste de massa ou eventos de cheias.

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Gabiões e açudes de rochas – são usados em linhas de água de funcionamento intermitente ou perene mas de pequeno caudal, para substituir grandes resíduos lenhosos (ex.: troncos caídos) que hajam sido consumidos pelo fogo. A sua ênfase está na estabilização do canal em vez de na retenção dos sedimentos.</p>	<p>A construção destas estruturas depende da existência em quantidades adequadas de rochas com os tamanhos necessários. Os açudes de rochas necessitam de limpeza periódica, se se desejar que eles mantenham a sua eficácia. São estruturas relativamente caras. Algumas rupturas destas estruturas ocorreram em declives mais acentuados, quando os fluxos têm velocidades acima dos 90 cm/s; a maioria dos colapsos ocorre quando estas estruturas são construídas em secções muito declivosas de linhas de água de funcionamento efémero ou em cursos de água permanente de 1ª ou 2ª ordem. Estas estruturas tendem a não funcionar em condições de caudais elevados.</p>	<p>Apesar da ausência de dados sobre a sua eficácia os açudes de rocha fornecem uma estabilidade do declive e reduzem as velocidades do escoamento o suficiente para remover da corrente os sedimentos mais grosseiros. Elas funcionam para caudais baixos e moderados.</p>	<p>Quando adequadamente projectadas e instaladas estas são estruturas semi-permanentes capazes de reduzir as cargas sedimentares e de parar o desenvolvimento de ravinamentos, ao controlarem o declive do canal e bloquearem o entalhamento de cabeceira das pequenas ravinas. Podem reduzir a carga sedimentar até mais de 60% e usar-se em conjunto com tratamentos vegetativos para reduzir a erosão (as taxas de redução podem ir aos 80%) e a carga de sedimentos em suspensão (reduções até 95%). Os açudes de rochas duram com frequência o bastante para reterem sedimentos finos suficientes para gerar microhabitats promotores do restabelecimento da vegetação ripícola. Têm bons resultados em gradientes suaves.</p>
<p>Enrocamento de margens e dos canais de escoamento – feito para impedir a erosão das margens e dos fundos dos canais durante os eventos de escoamento.</p>			<p>O sucesso depende da adequada dimensão dos materiais, uso de geotêxteis, uso de dissipadores de energia e evitar actuar em áreas claramente declivosas.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Recolha de madeira ardida – A manutenção das árvores ardidas pode aumentar as pragas de insectos furadores de madeiras e estendê-las às áreas não ardidas mas são as árvores menos ardidas as mais sujeitas a este tipo de pragas, donde há autores que questionam a eficácia dos cortes extensivos pós-fogo para evitar as pragas.</p> <p>Para contrabalançar o problema da erosão associada à abertura de trilhos é necessário um planeamento cuidado destes caminhos e sua conservação, assim como dos calendários de extracção das madeiras, pois também estes podem afectar as taxas de erosão do terreno; a prática complementar de criar barreiras de ramos necessita de estudos antes de ser aplicada a estas acções.</p>	<p><i>Estudo em Espanha em floresta de pinhos</i> – há pequena influência do corte pós fogo na recuperação da vegetação, com a totalidade do coberto vegetal a ser apenas levemente afectada pelo corte mas as consequências foram particularmente prejudiciais quando os resíduos do corte foram empilhados e queimados nas encostas. Outros trabalhos em floresta mediterrânica e não mediterrânica também referem taxas de erosão aumentadas devido ao corte. A abertura de caminhos, sem medidas de conservação e no geral sem drenagem, pode tornar-se uma das principais fontes de erosão; como estes trilhos tendem a intersectar linhas de drenagem, eles acabam por se transformar em colectores do escoamento, aumentando a sua concentração e quantidade; estes processos são bastante agravados pela compactação provocada pelas máquinas.</p>	<p>Nalguns estudos é referido que não há consequências devidas ao corte pós-fogo na densidade e morfologia dos novos pinheiros mas o risco da formação de sulcos de erosão varia entre moderado a elevado nas áreas de corte pós-fogo; outros trabalhos em floresta mediterrânica e não mediterrânica também referem taxas de erosão aumentadas devido ao corte. Remoção de grande quantidade de madeira ardida pode modificar substancialmente o suporte à vida selvagem, logo a sucessão vegetal e animal, a ecologia dos rios e o ciclo de nutrientes.</p>	<p>O corte da madeira faz-se para aproveitar o seu valor comercial antes do seu apodrecimento, reduzir a carga de material combustível e evitar a eclosão de pragas de insectos perfuradores da madeira. O corte intensivo e de larga escala pós-fogo deve ser substituído por práticas ecológicas adaptadas aos locais, evitando áreas sensíveis, aplicando medidas de conservação do fogo, evitar as queimas de resíduos do corte, criar um mosaico de zonas de corte e zonas sem corte, mantendo as valências estruturais e ecológicas da madeira queimada, e acompanhar a gestão adaptativa com sistema de monitorização.</p>

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Bacias de recepção de detritos – são construídas em sistemas de drenagem que, sob condições normais, transportam grandes cargas de sedimentos e o seu objectivo é controlar o escoamento e reduzir a deterioração da qualidade da água, assim como as ameaças às vidas humanas e propriedades. São projectadas para armazenar os fluxos de escoamento e os sedimentos arrastados, e são frequentemente usadas para prevenir as inundações e o açoreamento por sedimentos a jusante da área intervencionada.	Apesar de fornecer uma protecção imediata, a sua construção é extremamente cara e exige uma manutenção anual durante todo o seu tempo de vida. É necessário construir um canal de escoamento para libertar com segurança o fluxo que seja superior à capacidade projectada de armazenamento; o canal a jusante deve ser revestido para evitar o escavamento e solapamento. Para funcionarem têm de reter pelo menos 50% do fluxo.	São habitualmente projectadas para reter 50 a 70% dos fluxos esperados e preferencialmente 70 a 80% dos fluxos de retorno de 100 anos.	A manutenção é um factor fundamental na eficácia destas estruturas.
Estruturas de intercepção em pequena escala – regueiras, faixas de herbáceas interceptoras.			
Estruturas de intercepção em pequena escala – outras pequenas estruturas usadas para controlar e reduzir o escoamento superficial.			Muito usadas em Israel e Grécia pequenas barragens de betão em linhas de água torrenciais (para evitar os riscos de cheia).
Estruturas de intercepção em pequena escala – barreiras temporárias de retenção de siltes e finos.			
Estruturas de intercepção em pequena escala – rolos de palha ancorados nos solos, ou outras.			A bioturbação pós-fogo, assim como as pequenas repesas de resíduos reduzem a distância potencial de transporte pela erosão e escoamento superficial, especialmente em áreas afectadas por fogos de baixa a moderada severidade (Shakesby <i>et al.</i> 2007).

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Estruturas de intercepção em pequena escala – uso de pequenas barreiras de troncos individuais de árvores.	Têm como inconveniente poder causar a compactação do solo por mor da maquinaria e pessoas a passar na área ardida; pode aumentar a erosão e ESC; ocupam até 10% do terreno e criam um padrão regular artificial no terreno: solo descoberto seguido por zonas de solo de acumulação atrás das barreiras onde se tem 2 tipos de solo: o original e o que resulta da acumulação do material erodido. As barreiras ficam na zona durante muitos anos, logo os impactos não ocorrem só tempo do corte dos troncos e sua recolha, sendo que o padrão de distribuição das espécies nas zonas em recuperação é afectado e as barreiras são uma biomassa seca, logo combustível, aumentando o risco de recorrência do fogo nos primeiros anos e pode mesmo funcionar como propagador do fogo; as pragas de bichos furadores da madeira encontram refúgio e expansão a partir destas barreiras.	As distâncias entre barreiras dependem da inclinação da vertente. As barreiras devem ser construídas logo após o fogo e antes das primeiras chuvas pós-fogo, a sua distribuição não deve ser regular para evitar a formação de padrões repetidos paralelos da vegetação e solos, a colocação dos troncos perto do local onde foram cortados reduz o pisoteio e a erosão e degradação a ele associada, e a distância entre troncos (ou linhas de troncos) deve ser reexaminada para reduzir a área de ocupação da zona ardida por estas estruturas.	Nas florestas ardidas barragens de madeira (nas zonas mais elevadas das encostas, barreiras de ramos; nas zonas intermédias ou de declive mais acentuado, barreiras de troncos caídos).
Barreiras de vegetação ripícola para protecção das águas dos rios			
Quebra da camada hidrofóbica superior do solo - adição de matéria orgânica (pode ser conseguido pela própria cobertura do solo – estratégia de combate à erosão – com materiais de origem vegetal.			
Terraceamento dos terrenos – estas e outras técnicas que melhorem o arejamento e as capacidades de infiltração (ex.: lavras) possuem potencial como técnicas de melhoramento para locais perturbados, no que se refere à infiltração das águas.			

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Mitigação da poluição causada pelos retardantes e outros produtos químicos usados no combate aos fogos			
Captação das águas de escorrência e injeção no meio hídrico subterrâneo			
Quebra da camada hidrofóbica superior do solo – lavra dos terrenos.			
Filtragem por areias			
Desviar o escoamento superficial para canais de águas subterrâneas			
Descontaminação de redes de abastecimento			
Cobertura de solos			
Quebra da camada hidrofóbica superior do solo – plantio imediato de floresta (ou pelo menos uma cobertura inicial de herbáceas).			
Desvios de águas superficiais			
Criação de estruturas promotoras da infiltração	A incorrecta implementação destas estruturas ou os eventos de precipitação extremos podem causar a sua ruptura, gerando escorrência concentrada e sulcos de erosão.		Podem ser úteis nas zonas semi-áridas mediterrânicas para assegurar um maior abastecimento de água às plantas e também promover a infiltração.
Mitigação da poluição causada pelos fumos e cinzas			
Correcção do solo – correcção física por hidrogel (aumenta a capacidade de retenção de água pelo solo).	Em solos em forte défice com água o hidrogel pode absorvê-la a tal ponto que não fique disponível para as árvores plantadas; em solos margosos e argilosos as argilas retiram a água do hidrogel, reduzindo a sua eficácia.		Resulta melhor em solos arenosos.
Correcção do solo – correcção por fertilizantes inorgânicos PODEM CONTAMINAR AS ÁGUAS DE SUPERFÍCIE E EM ESPECIAL AS SUBTERRÂNEAS.	Pouco comum no Mediterrâneo onde a carência hídrica domina face ao eventual défice de nutrientes.		Parece haver redução da mortalidade das árvores plantadas mas os seus sucessos dependem do local e da espécie plantada.

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
<p>Correcção do solo – correcção química por bio sólidos (lamas de águas residuais) e fertilizantes orgânicos (promovem a actividade microbiana, aumentam a capacidade de retenção da água e a infiltração). PODEM CONTAMINAR AS ÁGUAS DE SUPERFÍCIE E EM ESPECIAL AS SUBTERRÂNEAS</p>	Geram aumentos de salinidade e as lamas semi-líquidas podem afectar propriedades físicas do solo pela secagem das lamas; as lamas de águas residuais e eventualmente outros podem constituir potencial risco de poluição para as águas subterrâneas (metais pesados, etc.)	Funcionam como fertilizantes de libertação lenta (melhores portanto do que os artificiais, que têm efeitos mais curtos; mas se houver poluição, o seu efeito é mais prolongado no tempo).	A questão do seu bom uso é determinar as suas quantidades óptimas de aplicação.
<p>Técnicas de recuperação do solo – quando a recuperação do solo é lenta ou incerta.</p>	A principal dificuldade de recuperação nas zonas semi-áridas mediterrânicas é a disponibilidade de água para as plantas; esta obtém-se usando: aditivos orgânicos, aditivos inorgânicos (hidrogel, etc.), pequenas estruturas de recolha de água associadas às covas de plantação (microcatchments).	As sementeiras de emergência, cobertura por resíduos orgânicos e barreiras de troncos podem reduzir a erosão e são boas práticas de conservação em zonas vulneráveis: após fogos florestais severos, em zonas degradadas, encostas declivosas, solo vulneráveis ou fraca vegetação.	As técnicas de restauro nestes casos devem promover o crescimento da vegetação pois é a principal defesa contra a deterioração destes: fazer plantios ou favorecer a regeneração natural com auxílio a fertilização dos solos e melhoramento da sua qualidade física.
<p>Técnicas de recuperação do solo – correcção por hidrogel.</p>	Em solos em forte défice com água o hidrogel pode absorvê-la a tal ponto que não fique disponível para as árvores plantadas; em solos margosos e argilosos as argilas retiram a água do hidrogel, reduzindo a sua eficácia.	O sucesso desta técnica depende do ambiente local, características fisiológicas das espécies introduzidas.	Pelo que isto resulta melhor em solos arenosos.
<p>Correcção física por resíduos – protege contra a chuva e a erosão, mantém a capacidade de infiltração do solo, reduz a evaporação e reduz a amplitude térmica no solo.</p>	Alguns resíduos (relação C/N > 30) podem gerar a imobilização temporária dos nutrientes no solo.		Uma camada de cobertura espessa pode impedir o nascimento de vegetação competitiva face às árvores plantadas. Alguns resíduos podem também servir como fonte de nutrientes.

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Correcção química por biossólidos (lamas de águas residuais) e fertilizantes inorgânicos – Note-se que as lamas de águas residuais e eventualmente outros, podem constituir um potencial risco de poluição para as águas subterrâneas: metais pesados, etc.	Geram aumentos de salinidade e as semi-líquidas podem afectar propriedades físicas do solo pela secagem das lamas; a questão do seu bom uso é determinar as suas quantidades óptimas de aplicação.		Funcionam como fertilizantes de libertação lenta (melhores portanto do que os artificiais, que têm efeitos mais curtos), promovem a actividade microbiana, aumentam a capacidade de retenção da água e a infiltração.
Correcção por fertilizantes inorgânicos – Neary e Currier (1982) num estudo em áreas ardidas de floresta nos Estados Unidos concluíram que a fertilização, utilizada como parte das medidas de restauro de uma bacia hidrográfica ardida, tinha um efeito mais negativo sobre a qualidade das águas dos ribeiros do que o próprio fogo em si. Kochenderfer e Wendel (1983) num estudo de 7 anos em área florestal observaram a degradação da qualidade da água (condutividade triplicou); demorou 10 anos de não intervenção para que a condutividade regressasse às condições iniciais. Edwards <i>et al.</i> (1991) fertilizaram to bacias hidrográficas em encostas viradas respectivamente a N e a S, na Fernow Experimental Forest, e os valores de azoto foram 10–18 mais elevados que antes da fertilização; mas o fósforo teve uma subida reduzida, talvez porque estas regiões eram deficitárias em fósforo; os autores concluíram que a deslocação de nutrientes é inevitável dados os grandes declives do terreno e as taxas de precipitação relativamente elevadas. McLaughlin <i>et al.</i> (2000) verificaram que os tratamentos de fertilização aumentavam a taxa de decomposição da matéria orgânica e aumentava os teores de carbono dissolvido e outros nutrientes nas águas subterrâneas pouco profundas durante pelo menos 5 anos.	Pouco comum no Mediterrâneo onde a carência hídrica prevalece (ou seja, o factor determinante da regeneração vegetal) face ao eventual défice de nutrientes (e podem contaminar as águas de superfície e em especial subterrâneas). Diversos estudos (ver resumos na coluna da esquerda) relatam um aumento de teores de azoto, fósforo, condutividade e degradação da qualidade das águas em geral, associada à aplicação de fertilizantes tanto em áreas ardidas para promover a nova vegetação, como em áreas florestadas não ardidas (para promover a sua produtividade silvícola). Existem poucas indicações de que a fertilização associada à sementeira de herbáceas seja eficaz para aumentar a cobertura do solo ou reduzir a erosão (Cline e Brooks, 1979; Esplin e Shackelford, 1980; Tyrrel, 1981).	Se no geral parece haver redução da mortalidade das árvores plantadas, os seus sucessos dependem do local e da espécie plantada.	Em condições não semi-áridas pode ser um bom promotor do crescimento da vegetação (plantada ou semeada).

Acções	Condições para as quais as acções dão...		
	Resultado fraco	Resultado médio	Resultado bom
Faixas de vegetação ripícola – vegetação típica das áreas ribeirinhas.			Esta vegetação consegue com reter maiores quantidades de água do que o solo desnudo (ajuda a mitigar as alturas de cheias). As raízes das plantas retêm o solo, impedindo a sua erosão, reduzindo a carga sedimentar que atinge as linhas de água e retardando o movimento das águas de cheia; ao mesmo tempo aumentam a taxa de infiltração das águas subterrâneas; esta maior infiltração pode também melhorar a qualidade da água (superficial) ao reduzir a quantidade de sedimentos e nutrientes que atingem os cursos de água.

Na literatura americana é referido com frequência que se tem de fazer correctas previsões dos impactos dos fogos quer nos solos quer sobre os fluxos nas linhas de água para se poder planificar correctamente as medidas de mitigação pós-fogo, antes de sequer ser dada a autorização para a realização de tais medidas (*cf.* http://www.ars.usda.gov/research/projects/projects.htm?ACCN_NO=406982&showpars=true&fy=2005). As mesmas fontes referem também que para a escolha destas medidas de mitigação, em especial as que entram no domínio da reabilitação de emergência para contra-atacar sobretudo os problemas de erosão, cheias e inundações (devido à alteração do funcionamento do sistema hídrico pós-fogo) é necessário realizar uma **avaliação da vulnerabilidade** – incluindo a utilização de modelos – à erosão do solo, de desmoronamentos de terras, escoamento superficial e qualidade das águas nas áreas afectadas.

Alguma literatura refere que a melhor estratégia é a de seleccionar práticas de gestão pós-fogo de tipo adaptativo (isto é, que se adaptem às condições locais, que vão variando ao longo do tempo); deste modo o corte de madeira intensivo e em larga escala após os fogos deve ser substituído por práticas ecológicas adaptadas a cada local. Nestas práticas deve-se (1) evitar intervir intensamente em áreas sensíveis, (2) criar uma paisagem em mosaico, de zonas alternantes onde é efectuado corte da matéria vegetal ardida, e zonas onde esta matéria não é cortada, mantendo as valências estruturais e ecológicas da madeira queimada, (3) evitar as queimas de resíduos do corte, e (4) acompanhar todo o período

de recuperação e acções de intervenção com um sistema de monitorização que revele a eficácia de cada medida de mitigação e a tendência evolutiva de recuperação da região.

Relativamente às variações à escala temporal dos impactos do fogo e da recuperação pós-fogo sobre os recursos hídricos, mesmo se em regime de recuperação natural, num estudo na Austrália, em florestas nativas de eucaliptos e outras espécies australianas, verificou-se que, à medida que a vegetação recupera e torna a crescer, o solo desnudo é recoberto e a transpiração aumenta. Isto no geral ocorre 2 a 3 anos a seguir ao fogo (ou ao corte comercial da floresta), resultando na recuperação da qualidade e quantidade dos recursos hídricos; nalguns casos a evolução natural da vegetação após um fogo pode demorar até 15 anos, verificando-se então que o ciclo de recuperação quantitativa dos recursos hídricos (em especial as taxas de escoamento e de evapotranspiração) têm uma variação não linear mas directamente dependente da taxa de crescimento da vegetação, e que só estabiliza no final destes 15 anos. Na generalidade dos casos, quando as actividades silvícolas de preparação dos locais de intervenção fazem aumentar a área de exposição de solo desnudo e removem mais vegetação, os problemas de qualidade das águas são agravados, especialmente em áreas de declives acentuados.

O sucesso das medidas de mitigação e reabilitação depende bastante da intensidade dos eventos de precipitação, duração e quantidade de chuva precipitada; na maior parte dos casos as medidas são menos eficazes (particularmente sementeiras, coberturas de solos, hidromulching e similares) quando nos primeiros dois anos após o fogo ocorrem tempestades (em especial trovoadas convectivas) de curta duração e alta intensidade (cf. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf). De acordo com http://www.sdfnr.org/docs/SDFRNmtgs/SDFRN_PostFireErosionSeeding_NotesMtg_6nov07.doc existe uma espécie de lotaria com o clima: se o Inverno trazer demasiada chuva, as sementes, a cobertura do solo (*hidromulch*, etc.) e algumas estruturas de controlo da erosão podem ser levadas pelo escoamento superficial, se o Inverno for demasiado seco, haverá poucos benefícios das acções de mitigação/recuperação (ex.: sementes não germinam).

O artigo presente em http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf refere que nalgumas bacias de drenagem é preferível não executar qualquer tratamento, deixando a vegetação recuperar naturalmente, devendo as intervenções ser só feitas quando os riscos se tornam elevados para pessoas e bens se não se realizar qualquer intervenção; também refere que, no caso da necessidade de intervenção, é mais eficaz deter o escoamento e reduzir a erosão *in situ* (ou seja, fazer o tratamento das vertentes) do que tentar recolher águas e sedimentos a jusante da área afectada. A mesma fonte refere que as intervenções realizadas sobre os canais de escoamento/linhas de água deverão ser encaradas como intervenções de mitigação secundária, pois o sedimento já foi arrancado dos declives e será eventualmente libertado através da rede de drenagem, a menos que seja fisicamente removido desta rede; a maioria destes tratamentos retém os sedimentos numa base temporária, libertando-os descincronizadamente do evento de tempestade que os originou.

A monitorização da eficácia destes tratamentos é um aspecto importante que tem vindo a adquirir cada vez mais protagonismo, dado que só esta monitorização pode fornecer informação sobre a eficácia de diferentes intervenções em diferentes condições ambientais. Esta monitorização deve iniciar-se logo após a intervenção, pois as primeiras tempestades são as que geralmente colocam mais riscos. Apesar de não existir um protocolo comum sobre o que deverá ser monitorizado em termos de dados e o que deverá ser analisado (*cf.* http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf), deve-se pelo menos incluir a (1) quantificação da redução da erosão, (2) sedimentação e/ou inundações a jusante da área intervencionada, (3) medições de alterações nas taxas de infiltração, (4) produtividade do solo, (5) recuperação do ecossistema e (6) parâmetros de qualidade da água. Áreas ardidas e não tratadas deverão ser usadas como áreas controlo, a partir das quais se poderá avaliar a eficácia de curto e longo prazo das intervenções, assim como a resposta do ecossistema ao fogo e as suas taxas de recuperação natural. Técnicas de monitorização recentemente publicadas podem ser utilizadas no desenvolvimento de protocolos de monitorização (Robichaud e Brown, 2002, *in* http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf).

8.5 **Súmula da análise DPSIR e medidas de prevenção para a redução da incidência e impacto dos fogos**

Resumindo de forma conclusiva o que foi abordado neste capítulo e fazendo o seu cruzamento com o que foi desenvolvido nos capítulos anteriores deste relatório, são abaixo indicados de forma sumária os vários indicadores considerados como significativos para a aplicação da metodologia DPSIR à temática dos fogos. A componente “Resposta” da metodologia DPSIR será mais desenvolvida relativamente às outras componentes, mas será focalizada essencialmente para a questão das águas, portanto relegando para posição relativamente secundária as medidas de mitigação da erosão e de recuperação dos ecossistemas, apesar destas medidas constituírem também aspectos com importância para a recuperação do sistema hídrico das áreas ardidas.

Por fim apresenta-se uma súmula de acções de mitigação com vista à protecção dos recursos hídricos – nas vertentes quantidade e qualidade – considerando a informação contida no Quadro 144 e no Quadro 145, assim como a informação referida ao longo de todo o Capítulo 8.

Assim, os indicadores mais significativos para a aplicação da metodologia DPSIR aos fogos são:

D – Forças Motrizes:

- a) **Demografia:** redução da população rural por abandono dos campos.
- b) **Redução da actividade agrícola e agro-pastoril:** recolonização da terra agrícola por matos e florestas.
- c) **Alteração da actividade pastorícia** (redução do pastoreio em campo aberto, aumento da produção em estabulação): levando ao abandono de terras de

pasto

- d) **Alteração do peso da actividade industrial:** aumento da importância da produção de pasta de papel e outros produtos florestais, com a consequente substituição da floresta nativa e certos campos de cultivo por florestas de alto rendimento mas mais susceptíveis aos fogos.
- e) **Alteração no valor económico dos produtos florestais:** levando ao abandono da actividade de limpeza dos matos por falta de rentabilidade económica.
- f) **Alteração no valor económico e de uso do terreno:** a perda de atractivo económico da actividade agrícola face a actividades como a construção civil, que associada à pressão demográfica (ex.: litoral) pode estar na origem de alguns fogos.
- g) **Emergência de novas actividades económicas como o turismo, incluindo a vertente do turismo rural e de natureza:** uma actividade económica que se expande actualmente para zonas agrícolas com forte abandono e que pode ter dois efeitos opostos: (1) levar ao aumento dos fogos acidentais pelas actividades de lazer dos turistas, (2) levar, no caso de um ecoturismo responsável, a uma maior prevenção dos fogos com vista à preservação da floresta, matos, pastos e áreas agrícolas (em especial no caso do turismo rural).
- h) **Aspectos sociológicos:** (1) redução da percepção do risco durante a realização de fogos ocupacionais, em parte pela perda de valor dos bens agrícolas e florestais, assim como por outros factores sociológicos; (2) uma tendência de maior recurso ao uso de fogo para limpar pastos e campos de infestantes pois a redução da população rural leva ao aumento do custo da mão de obra e em consequência, a limpeza manual dos matos torna-se economicamente menos atraente do que o uso do fogo.

P – Pressões Ambientais:

- a) **Clima e alterações climáticas:** condicionando a intensidade, frequência e duração dos fogos, a extensão dos períodos de risco elevado de fogos, alteração dos períodos húmidos e também em consequência as emissões de CO₂, que vão actuar em sistema de feedback sobre os processos das alterações climáticas.
- b) **Demografia:** a desertificação do mundo rural conduz ao aumento do preço da mão-de-obra e, por falta desta, ao aumento da carga combustível e a uma alteração da percepção do fogo como ferramenta e também como risco (propriedades ou florestas desvalorizadas atraem menor esforço de protecção durante fogos ocupacionais).

- c) **Actividades económicas:** (1) considerando o uso dos fogos para a manutenção de campos de pasto e agrícolas ou a criação e manutenção de áreas para a silvícola (ex.: o fogo como estratégia de limpeza de sub-bosque), actividade urbanística, ou outras actividades, sendo tal registado pela alteração das áreas de ocupação do território por tipo de ocupação económica; (2) a modificação no uso dos recursos florestais, com a sua consequente valorização/desvalorização, e portanto uma alteração do valor económico da floresta, o que pode ser indicado pela alteração do preço e dos volumes de produção de cada um dos vários produtos da floresta (ex.: madeira para móveis, pasta de papel, lenha, cogumelos, frutos silvestres, etc.).
- d) **Turismo:** o uso das áreas naturais como zonas de recreio – que podem aumentar a incidência dos fogos – mas que podem por seu lado passar a ter um valor económico suficientemente elevado para os operadores turísticos investirem na sua protecção.

S – Estado do Ambiente:

- a) **Parâmetros físico-químicos das águas:** após o fogo a qualidade química das águas é alterada, tendo esta alteração espectros algo distintos conforme o meio hídrico seja superficial ou subterrâneo, de acordo com os estudos de cinzas e lixiviados (*cf.* Capítulo 4), os estudos de campo de qualidade das águas (*cf.* Capítulo 6) e a avaliação da distribuição dos diferentes poluentes entre estes dois meios realizada para o valo do Zêzere (*cf.* Capítulo 7). Assim, no meio subterrâneo a poluição, sendo dominada pelos lixiviados das cinzas, estará marcada sobretudo por um aumento do sódio, potássio, e (conforme os resultados de campo das bacias de Mação) a sílica; no meio hídrico superficial os poluentes mais significativos são: carbono, potássio, cálcio, cobre, zinco e manganês (este último em especial para certo tipo de associações de arbustos e pinhais); em determinadas associações de arbustos o magnésio pode também ser um poluente significativo (*cf.* Capítulo 7, subcapítulo 7.9).
- b) **Escoamento superficial:** conforme referido no Capítulo 3 o escoamento superficial é afectado pelos fogos, e os parâmetros escoamento directo e caudal de ponta são os que mais reflectem esta alteração, embora para o caudal de ponta tal possa ser de curta duração; outros parâmetros podem ser a medição dos volumes dos diferentes tipos de escoamento superficial.
- c) **Erosão:** dado pelas taxas de erosão (medidas nos terrenos da área ardida) e cargas sólidas que são transportadas pelos cursos de água e, se possível, pelos diferentes tipos de escoamento até serem atingidos os cursos de água.
- d) **Infiltração:** de acordo com os cálculos para Manteigas, assim como os dados do escoamento de base para a bacia de Couto Andreiros (*cf.* Capítulo 3),

existe uma tendência de redução da recarga após um fogo, embora isto possa ser variável em função dos solos e vegetação ardida, pelo que a alteração no regime de infiltração é um deve ser considerada como um dos indicadores importantes para o meio hídrico, sendo referenciado por registos de piezómetros, infiltrómetros e escoamento de base, e comparando as suas alterações com as condições ante-fogo.

- e) **Solos afectados:** considera o tipo de solos da área ardida e em particular a alteração das suas propriedades hidráulicas, como a formação de camadas hidrofóbicas.
- f) **Tipo de meio natural afectado:** tipo de floresta ardida e perda proporcional de indivíduos de cada espécie (ou de biomassa ardida por espécie) versus a totalidade da área ardida.
- g) **Habitats e áreas prioritárias de protecção da natureza afectadas:** extensão em área das regiões de interesse prioritário de conservação da natureza que hajam sido afectadas por fogos.
- h) **Espécies resistentes/Stress sobre o meio natural:** n.º de indivíduos e espécies sobreviventes após o fogo assim como a sucessão de espécies na recuperação vegetal da área ardida. Está condicionado não apenas pelo coberto vegetal pré-existente mas também pelas características de severidade e intensidade do fogo.
- i) **Características do fogo:** a severidade, intensidade e área ardida afecta as várias componentes do sistema natural, condicionando a alteração: (1) ainda que temporária, da diversidade florestal, o aparecimento de novas sucessões vegetais (algumas espécies tipicamente surgem apenas após os fogos antes de serem substituídas por outras), (2) da qualidade das águas superficiais e subterrâneas que será temporária, sobretudo no caso dos sistemas superficiais (normalmente recuperam em poucos anos, segundo os estudos de qualidade das águas efectuados neste estudo: cf. Capítulo 6 e subcapítulos 7.7 e 7.9) mas que durante os primeiros eventos de precipitação pós-fogo podem ser alterações muito significativas; (3) das taxas de erosão, no sentido do seu aumento, reflectido na carga sólida que chega às linhas de água, o que nalguns locais pode colocar problemas de recuperação dos sistemas naturais; (4) do regime de escoamento, a alteração tanto mais sentida quanto mais completamente a vegetação foi removida e os solos se possam ter tornado mais hidrofóbicos (o que por sua vez depende do tipo de solo e vegetação presente, assim como das características do próprio fogo).

I – Impactos:

- a) **Degradação da qualidade da água:** impacto quantificável pela comparação

dos parâmetros físico-químicos das águas antes e após o fogo. De acordo com as observações de campo (*cf.* Capítulo 6), substanciadas pelos cálculos realizados para Manteigas (*cf.* Capítulo 7) a partir dos estudos das cinzas de associações vegetais (*cf.* Capítulo 5), a degradação da qualidade das águas tem espectros diferentes consoante se trate de águas superficiais ou subterrâneas e também o tempo de duração destes impactos parece ser diferente, com o meio superficial a recuperar muito mais rapidamente duma carga poluente também muito mais intensa.

- b) **Disrupção das estruturas de abastecimento de água:** a degradação da qualidade das águas causa problemas de funcionamento nas estações de tratamento e redes e abastecimento e tal pode ser quantificado em termos rupturas no funcionamento das redes, tempo de paragem ou mau funcionamento das estações de tratamento, períodos de restrição ao consumo por má qualidade das águas, etc.
- c) **Cheias:** geradas pela conjugação do aumento do escoamento superficial e do avultado volume de detritos que se acumula nas linhas de água das zonas ardidas, pode ser referenciado pela área afectada pela cheia, altura máxima de cheia e tempo de duração.
- d) **Erosão:** causada pela remoção do suporte vegetal e pela acção imediata da chuva e do escoamento superficial sobre os terrenos, provoca tanto um aumento da quantidade de detritos transportados e acumulados nas linhas de água como promove condições para a ocorrência de deslizamentos de terras e fenómenos afins. Este impacto pode ser avaliado pela medição da carga sólida em rios, áreas que sofreram deslizamentos de terra após fogos, entre outros.
- e) **Alteração nas taxas de infiltração:** a alteração nas taxas de escoamento superficial, infiltração, a existência de camadas hidrofóbicas e outras consequências dos fogos actuam sobre o volume de infiltração. Este impacto pode ser medido por alterações dos caudais de base as ribeiras, alteração no regime das nascentes, etc.
- f) **Prejuízos de vidas e bens humanos:** os fogos têm consequências económicas, sociais e de perdas de vidas, e estes impactos podem ser avaliados por exemplo por gastos em compensações financeiras, n.º de vidas humanas perdidas, n.º de instalações agrícolas e industriais destruídas, etc.
- g) **Efeitos adversos sobre a saúde das populações:** o fogo tem também impactos sobre a saúde pública, devido à degradação da qualidade do ar e das águas. Tal impacto pode ser avaliado com registos de ocorrências médicas – e sua gravidade – relacionados com os fogos.
- h) **Stress sobre o meio natural:** os impactos dos fogos sobre o meio natural

atingem o meio hídrico de uma forma directa (1) via eutrofização das águas, por exemplo pelo acarreio de nutrientes dos solos que foram erodidos na sequência das chuvas pós-fogo; ou de forma indirecta via a alteração de (2) espécies do habitat florestal e meio hídrico associado, cuja redução de número de indivíduos, surgimento de novas associações florísticas e os desequilíbrios decorrentes ao nível do solo por via do fogo, têm consequências sobre os recursos hídricos; o n.º de espécies animais afectadas é também um factor importante para avaliação do impacto do fogo nos ecossistemas mas cai fora do âmbito dos recursos hídricos e não foi por isso analisado. Estes impactos podem ser quantificados pela análise do n.º de espécies perdidas, redução das populações animais e vegetais, extensão das áreas eutrofisadas, etc.

- i) **Alterações aos ecossistemas:** os fogos têm como impactos nos ecossistemas uma modificação no funcionamento de: (1) componente vegetal como sejam as alterações das densidades de povoamento, surgimento e colonização por espécies invasoras, etc., com diferentes necessidades hídricas que irão, inclusive modificar-se ao longo do tempo, em função do desenvolvimento do coberto vegetal e recolonização das áreas ardidas, sendo que se existir uma mudança de longo prazo no tipo de vegetação (o ecossistema não recuperou para as condições iniciais mas passou a um novo estado de equilíbrio/metaequilíbrio), haverá também modificações nos consumos de água no solo; (2) componente hídrica, em especial a variação ao longo do tempo das diferentes parcelas do ciclo hidrológico, em função da evolução do coberto vegetal nos anos a seguir ao fogo. Os impactos podem ser avaliados pelo n.º de novas espécies, áreas ocupadas por cada espécie, pelas alterações ao longo do tempo do escoamento superficial, dos caudais das nascentes, e dos níveis piezométricos (devidamente relacionados com o regime de chuvas na área ardida e zonas a montante).
- j) **Alterações no potencial económico das áreas ardidas:** o impacto do fogo reflecte-se também no valor e potencial económico de uma área ardida. No caso de áreas florestais no geral dá-se uma desvalorização, não apenas devido à perda da floresta em si mas pela perda dum conjunto de actividades que a floresta sustentava (caça, turismo, etc.). No caso de áreas urbanas e industriais essa desvalorização reflecte-se na perda de infra-estruturas e património construído. Em muitos casos a forma como os proprietários fazem face aos prejuízos é convertendo a área para outros usos. Formas de avaliar estes impactos passam pela avaliação na alteração dos tipos de ocupação do solo, actividades económicas que ocorrem na área ardida, alteração do preço dos terrenos e do valor estético da paisagem, prejuízos contabilizados em

actividades agro-florestais e de piscicultura, entre outros.

R – Resposta:

A resposta actua sobre duas vertentes: a prevenção e a mitigação. A mitigação, para o meio hídrico, pode também separar-se em duas vertentes: (1) a que actua sobre os efeitos erosivos; (2) a que actua directamente sobre a quantidade e qualidade das águas, embora a separação entre estas duas vertentes seja por vezes difusa pois diversas medidas de mitigação da erosão, por exemplo, têm efeitos também ao nível da mitigação do efeito dos fogos sobre a qualidade e quantidade dos recursos hídricos na área afectada. Assim tem-se:

a) Prevenção

1. *Limpeza de matos e gestão de resíduos*: avalia a eficiência na prevenção dos fogos das diferentes medidas de limpeza dos matos e estratégias de gestão de resíduos, em especial versus as condições de não limpeza de matos.
2. *Vigilância*: avalia a eficiência das diferentes estratégias de vigilância no sucesso da redução do n.º de ocorrências e de extensão da área ardida (por fogo e/ou globalmente)
3. *Estrutura de ocupação do solo*: avalia a eficácia dos diferentes tipos de estrutura de ocupação do solo (em mosaico, floresta contínua, campos de cultivo de grande extensão, etc.) na prevenção e sobretudo na redução do desenvolvimento de fogos de grandes dimensões e severidade.
4. *Modificação da constituição da floresta e usos radicalmente novos de ocupação do solo*: avalia a eficácia das medidas de controlo à modificação do uso radical dos solos assim como da alteração composicional (ex.: florestas só de resinosas substituídas por florestas mistas de resinosas e caducifólias) na eclosão e no desenvolvimento de fogos de grande dimensão e severidade.
5. *Campanhas de educação*: avalia a eficácia das diferentes campanhas e estratégias de educação/sensibilização as populações locais na redução no n.º de eclosão de fogos.
6. *Códigos de boas práticas de uso do fogo*: avalia o sucesso da criação e aplicação de códigos de boas práticas no seio das populações, assim como a eficácia das diferentes práticas na redução da eclosão de fogos de grande severidade e dimensão.
7. *Tendências de evolução dos fogos*: avalia a evolução ao longo do tempo dos fogos (n.º de ocorrências, distribuição geográfica, intensidade, severidade, dimensões) em função das modificações sócio-económicas e climáticas, relacionando também esta evolução com as diferentes práticas de prevenção que hajam sido implantadas com vista à avaliação da eficácia das diferentes

medidas no quadro global das mudanças acima referidas.

b) **Mitigação**

1. *Recolha de materiais ardidos*: avalia da eficácia da recolha de materiais ardidos e das diferentes estratégias da sua recolha na mitigação dos problemas de erosão e afins, na regeneração da área afectada e eventual prevenção de fogos futuros.
2. *Protecção às zonas recuperação natural pós-fogo*: avaliação da eficácia desta medida na recuperação da área ardida, sobretudo quando em comparação com áreas ardidas similares que tenham permanecido em regime livre acesso (por pastoreio, veículos todo o terreno, etc.)
3. *Reflorestação*: avalia da eficácia das diferentes estratégias de reflorestação (e tipos de floresta aplicada) na redução da erosão e na melhoria da qualidade das águas.
4. *Protecção das faixas ripícolas*: avaliação da eficácia das diferentes medidas de protecção das faixas ripícolas não apenas na regeneração da floresta mas em especial na eficácia do controlo da erosão e da qualidade das águas superficiais.
5. *Identificação das cargas poluentes associadas ao fogo*: avalia da eficácia e importância da identificação das diferentes cargas poluentes (e respectiva importância no meio hídrico superficial e subterrâneo) para a escolha das medidas de mitigação a adoptar nas áreas afectas pelo fogo – área ardida e áreas a jusante – e sua consequente eficácia no melhoramento da qualidade dos recursos hídricos.
6. *Estruturas de intercepção do escoamento superficial e de controlo da erosão*: avalia da eficácia dos diferentes tipos de estruturas de intercepção do escoamento superficial e arraste de sólidos no controle da erosão, para áreas ardidas com diferentes características topográficas, pedológicas, hidrográficas, etc.
7. *Cobertura de solos (medida anti-erosão)*: avalia da eficácia dos diferentes tipos de coberto do solo para a redução da erosão (e melhoria da qualidade das águas superficiais) para zonas ardidas de diferentes extensões e com características topográficas, pedológicas, hidrográficas distintas.
8. *Terraceamentos e lavras*: avalia da eficácia destas medidas na redução da erosão e no aumento da infiltração das águas nos solos, assim como da sua eficiência na melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas.
9. *Desintegração das camadas hidrofóbicas do solo*: avalia da eficácia das diferentes técnicas de destruição das camadas hidrofóbicas no aumento da infiltração e redução da erosão na área ardida em função das características

da área ardida e dos solos intervencionados.

10. *Semeaduras*: avalia da eficácia das diferentes técnicas de sementeira – e dos tipos de vegetação semeada, assim como das técnicas de fertilização frequentemente associadas – no controle da erosão, da infiltração e da eventual melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas.
11. *Filtragem das águas por areias*: avalia da eficácia destas metodologias para diferentes tipos de áreas ardidas na melhoria da qualidade das águas superficiais e, no caso de águas que se pretendam injectar no meio subterrâneo após esta filtragem, nas águas subterrâneas.
12. *Canalização das águas superficiais para o meio subterrâneo*: avalia da eficácia destas estratégias de mitigação na melhoria da qualidade das águas superficiais e subterrâneas (ou nos impactos adversos sobre estas últimas).

Em conclusão, se a prevenção de fogos seja uma área que envolva diferentes componentes, incluindo a sociológica, o que exige a aplicação de um conjunto multidisciplinar de estratégias de abordagem, sendo sempre fundamental atender aos diferentes enquadramentos sócio-económico-culturais e geográficos na implementação das medidas de prevenção e de mitigação, considera-se de importância concluir esta abordagem com a enumeração de algumas medidas aplicadas em Portugal, no âmbito da **PREVENÇÃO**, e que demonstraram resultados positivos no combate à eclosão dos fogos e/ou à limitação dos seus impactos adversos:

1. **Alteração à política de subsídios**, com penalização (retirada total dos subsídios agrícolas) aos indivíduos que provoquem fogos – esta medida pretendeu restringir os fogos de origem ocupacional (fogos para limpeza de pastagens, controlo de infestantes e matos) realizados ilegalmente e/ou fora das épocas autorizadas para tais actividades.
2. **Campanhas de informação ao sector populacional associado aos fogos ocupacionais**, num contacto pessoa a pessoa, por exemplo com acções de esclarecimento em junta de freguesia, explicando as penalizações de subsídios no caso de realização de fogos ilegais, preferencialmente na presença da brigada ambiente da GNR (brigadas SEPNA); uma actuação deste tipo foi realizada no Parque Natural do Douro Internacional num dos anos críticos do ciclo de fogos ocupacionais e deu resultados bastante significativos em termos de redução da incidência de fogos. Para este sucesso concorreu também a actividade empenhada das brigadas SEPNA ao longo de todo o ano na região.
3. **Constituição de brigadas de limpeza de matos e bermas de estrada**, cuja actividade de limpeza decorra fora da época de fogos e muito em particular na época pré-fogos. Estas brigadas podem ser criadas em convénios com as câmaras e associações de silvicultura e/ou outras associações locais associadas à floresta, sua exploração e/ou protecção. Brigadas deste tipo foram constituídas por exemplo na área do Parque Natural do Douro Internacional, e o seu trabalho tem contribuído para a redução da incidência de

ignições.

4. **Criação e funcionamento eficaz de equipas de vigilância e 1ª intervenção**, cuja actividade, além da vigilância, inclui o combate ao fogo nas suas fases iniciais, em co-operação com as entidades coordenadoras de combate ao fogo. Estas brigadas, quando em funcionamento eficaz, têm uma grande taxa de sucesso na eliminação de focos de incêndio e extinção de fogos nas etapas iniciais. De acordo com o Eng. Louro, da Câmara Municipal de Mação, a taxa de sucesso destas equipas na detecção e supressão dos fogos na sua fase inicial, é superior a 90%, mas o problema coloca-se nos fogos que estas equipas não conseguem controlar.
5. **Disseminação no terreno de material de combate aos fogos**, como a colocação de motobombas pelas aldeias, esta medida foi implementada no município de Mação (cf. Louro, 2007) para tornar mais rápida a resposta de ataque aos fogos após a sua eclosão e assim poder controlá-los e extingui-los em fases iniciais do seu desenvolvimento.
6. **Constituição de ZIF's (Zonas de Intervenção Florestal)**, com vista a uma gestão florestal de forma eficaz e competitiva, combatendo ao mesmo tempo os inúmeros problemas de gestão colocados aos proprietários individuais das minúsculas parcelas de floresta que possuem, e podendo assim valorizar a floresta e os seus produtos de forma rentável. Esta estratégia tem sido implementada no município de Mação (cf. Louro, 2007 e comunicação oral), tendo também como objectivo realizar um ordenamento do território que crie uma ocupação similar à do passado, em que a extensão florestal era menos contínua.
7. **Pastoreio com caprinos em áreas propensas a fogos** é uma nova estratégia que tem sido implementada nalguns países da Europa (e.g. sul de França) e começa a ser implementada em algumas áreas de Portugal. Baseia-se no facto de que os caprinos são grandes controladores do crescimento vegetativo, do seu pastoreio ter sido uma das actividades ancestrais que praticamente se extinguiu em todas as áreas sujeitas ao abandono agrícola, onde agora se verifica uma excessiva acumulação de combustível. Os resultados em França têm sido promissores. Em Portugal a experiência é ainda demasiado recente para se poder avaliar dos seus resultados.
8. **Limpeza e clareio de matos por baixo das linhas eléctricas**, medida que tem por objectivo não apenas evitar a ignição de fogos por curto-circuitos devido a acidentes nas linhas eléctricas mas criar ao mesmo tempo faixas de terreno limpo que dificultem a progressão do fogo, funcionando como asseiros. Esta medida tem sido implementada no município de Mação e começa a ser implementado nalgumas outras regiões do país.
9. **Proibição da alteração do uso dos terrenos nas áreas ardidas**, com vista a impedir a eclosão de fogos para objectivos de especulação económica. Nalguns países da bacia do Mediterrâneo a aplicação desta prática permitiu uma certa redução da taxa de ignições. Esta proibição foi também efectuada

em Portugal mas a sua aplicação é ainda recente.

10. **O uso de fogos controlados**, sendo embora uma estratégia controversa, tem sido muito utilizada nos Estados Unidos, especialmente em áreas de floresta, e zonas de parques naturais, para limitar a intensidade, extensão e severidade dos fogos que se possam desencadear nessas áreas. Apresenta resultados positivos no controle da extensão dos fogos, embora a sua eficiência possa variar de ecossistema para ecossistema. Em Portugal têm sido efectuados alguns ensaios piloto com vista à avaliação da sua aplicação ao tipo de coberto vegetal e às necessidades das comunidades rurais.
11. **Constituição de brigadas municipais de limpeza de matos destinadas a auxiliar os pequenos proprietários** que não tenham capacidade para realizar esta limpeza pelos seus próprios meios. Estas brigadas poderiam ser constituídas a partir de pessoas inscritas no Centro de Emprego da região.
12. **Auxílio aos pequenos proprietários na realização de fogos controlados**, com vista ao controle dos matos, infestantes e para a criação/rejuvenescimento de pastagens; é uma estratégia usada na Flórida, sendo este auxílio (na prática a realização e controle do fogo) efectuado por brigadas especializadas.
13. **Valorização dos resíduos da limpeza de matos**, de modo a tornar economicamente atractiva a limpeza da floresta e a remoção da biomassa em excesso. Uma forma de valorizar estes resíduos é a sua utilização na produção de energia em centrais de biomassa devidamente vocacionadas para funcionar com estes materiais, evitando pelo contrário a utilização de árvores adultas.
14. **Código de boas práticas de gestão dos fogos**, destinado a identificar os locais e situações mais susceptíveis aos fogos, os mecanismos de redução da biomassa combustível e outras práticas com vista à redução da eclosão e escalada dos fogos até níveis de elevada extensão e severidade; é uma medida utilizada em vários estados americanos (e.g. Idaho). Em Portugal tem sido aplicadas algumas medidas similares, como seja o Plano de Defesa da Floresta Contra Incêndios, implementado no município de Mação.

No campo da **MITIGAÇÃO** os trabalhos desenvolvidos em Portugal têm-se centrado mais nos aspectos da recuperação do coberto vegetal das áreas ardidas e no combate à erosão do que especificamente na mitigação dos impactos sobre os recursos hídricos, e os estudos sobre a eficácia destas medidas pelo menos no que refere ao combate à erosão e seus benefícios/prejuízos sobre os recursos hídricos são pouco comuns. A mitigação deve centrar-se, no que aos recursos hídricos concerne, nas seguintes vertentes:

- (1) Controle e redução da erosão;
- (2) Melhoria da qualidade das águas;
- (3) Melhoria ou manutenção da quantidade dos recursos hídricos (especialmente importante ao nível dos recursos hídricos subterrâneos).

Nas **águas superficiais** a mitigação relativa aos impactos dos fogos sobre a qualidade deve versar sobre: (A) minimização da erosão de solos e do arraste de cinzas

(redução da carga sólida); (B) retenção dos lixiviados das cinzas e solos ardidos antes de atingirem as linhas de água. Nas águas subterrâneas a mitigação deve versar sobre: (A) manutenção dos volumes de infiltração ante-fogo; (B) eliminação/retenção dos lixiviados das cinzas e solos ardidos. Como em grande maioria as medidas de mitigação mais utilizadas afectam vários dos aspectos atrás enunciados (erosão, infiltração, qualidade da água, etc.), abaixo citam-se apenas as medidas de mitigação mais utilizadas e que são:

1. **Semeaduras e Reflorestação** – estas técnicas (a semeadura não se restringe apenas a espécies arbóreas mas também, com frequência à criação de espaços de vegetação herbácea) têm como objectivo principal a recuperação relativamente rápida do ecossistema e, deste modo, contribuem para a reposição das condições aproximadas do ciclo hidrológico antes do fogo. O seu efeito imediato relaciona-se com o controlo da erosão, retendo os solos e moderando o escoamento superficial, ao mesmo tempo que poderá tender a incrementar a infiltração para os solos.
2. **Cobertura do solo** (por fertilizantes orgânicos, palha, resíduos de lenhas e materiais ardidos, geotêxteis, etc.) – estas técnicas, que têm por primeiro objectivo a redução da erosão, actuam ainda na redução da compactação do solo e da formação de sulcos, têm um efeito moderador sobre o escoamento superficial, promovem maior retenção da humidade do solo e podem indirectamente promover um aumento da infiltração, o que depende do tipo de cobertura utilizada. Contudo, dependendo do tipo de cobertura utilizada, o do tipo de solo e outras características do local, esta acção pode também promover a infiltração de poluentes para o meio hídrico, especialmente se a cobertura for de resíduos orgânicos.
3. **Protecção das faixas ripícolas e criação de faixas de vegetação herbácea** – medida destinada ao controle da erosão e retenção de finos e cinzas antes de atingirem as linhas de água, promovendo deste modo uma melhoria na qualidade das águas superficiais.
4. **Protecção de áreas de regeneração natural** – tem o mesmo objectivo base das semeaduras e reflorestação mas deixando o ecossistema recuperar sem intervenção, o que pode levar a um mais lento restabelecimento do funcionamento do sistema hídrico para as condições ante-fogo. O facto de por vezes, na implementação desta medida se estabelecerem barreiras temporárias à circulação de gado e veículos pode ter como consequência uma redução da compactação do solo – que se estabeleceria pelo pisoteio do solo desprotegido – e em consequência as condições de infiltração das águas serem menos afectadas.
5. **Terraceamentos e lavras** – técnicas destinadas primeiramente ao controlo do escoamento superficial e sobretudo da redução da erosão, podem têm como efeitos secundários o melhoramento as capacidades de infiltração (ex.: lavras). As trincheiras ao longo das curvas de nível podem também funcionar de modo análogo ao criarem quebras no declive das vertentes, com vista ao controle da erosão. Naturalmente, todas as medidas que efectuem o controlo da erosão

têm como efeito de mitigação associado, a melhoria da qualidade das águas da rede hidrográfica na área ardida e a jusante desta.

6. **Barreiras ao escoamento ao longo das vertentes** (por toros de madeira, rolos de erva, treliças de palha, resíduos dos materiais ardidos, sacos de terra, cascalho, areia, etc.) – estas medidas pretendem deter parcialmente o escoamento superficial e/ou reduzir a sua velocidade, controlando a erosão e deste modo reduzir o ravinamento e deste modo a carga sólida que pode atingir os cursos de água; ao mesmo tempo, por reterem sedimentos, fornecem uma camada para a germinação das plantas. Basicamente o seu efeito sobre o meio hídrico é o de melhorar a qualidade das águas superficiais e podem por vezes ajudar à promoção da infiltração (ao criarem obstáculos ao escoamento superficial e reduzir a sua velocidade ao longo das vertentes), embora noutros casos, nas zonas de acumulação de sedimentos finos, possam ter o efeito oposto. Estas barreiras podem ser temporárias ou terem um carácter mais ou menos permanente.
7. **Outras estruturas de retenção de pequena escala** (regueiras, faixas de vegetação herbácea, barreiras temporárias de retenção de siltes e finos, rolos de palha e treliças de palha ou juta ancorados no solo) – têm o mesmo objectivo das barreiras ao escoamento, mas destinam-se a controlar cargas menores de sedimentos, no geral em zonas de vertentes com menor declive e são no geral estruturas temporárias
8. **Estruturas de retenção de sedimentos nas linhas de água** (açudes de rochas, de rolos de palha, de troncos, etc.) – medidas destinadas a modificar o movimento dos sedimentos e água em canais efémeros ou de 1ª ordem, prevenir cheias e torrentes de detritos, e reduzir a deterioração da qualidade da água, ao reduzir a carga sólida a jusante destas estruturas. Alguns destes sedimentos, no caso de estruturas degradáveis, são mais tarde gradualmente libertados à medida que as estruturas se degradam. Outro tipo de actuações, mas com o mesmo objectivo, é o de depositar sobre as linhas de água troncos ardidos e outros restos lenhosos (em especial em cursos de água com um traçado pouco modificado por intervenção humana) e que se destina a substituir o material lenhoso nas linhas de água que haja sido consumido pelo fogo e que, em condições normais, funciona como barreira natural aos sedimentos transportados pelo curso de água.
9. **Acções de remoção de sedimentos finos do leito das linhas de água** – medida destinada aos casos em que se verifica a impermeabilização do fundo dos leitos por acumulação da parte mais fina da carga sólida trazida das zonas ardidas, e tem especial importância quando o curso de água alimenta os aquíferos (ex.: aspiração de lamas e cinzas do fundo do leito). Esta medida destina-se assim a melhorar as condições de infiltração no leito do curso de água para o meio subterrâneo. Estas acções exigem planeamento cuidado, tomando em consideração as características dos sedimentos assim como as condições hidrogeológicas controladoras da infiltração pois uma intervenção

mal dimensionada pode ter o efeito oposto, provocando um aumento da impermeabilização do leito do curso de água. Por vezes pode estar associado um conjunto de acções de remoção de troncos, resíduos orgânicos ou sedimentos, em especial de grandes dimensões, para impedir que sejam carreados em eventos de arraste de massa de cheias.

10. **Desintegração das camadas hidrofóbicas dos solos** – este conjunto de medidas destina-se essencialmente a melhorar as condições de infiltração e, deste modo, reduzir o escoamento superficial e a erosão; como objectivo associado está a melhoria das condições de qualidade das águas superficiais. A desintegração destas barreiras à infiltração pode contudo promover o transporte de poluentes para o meio subterrâneo. A aplicação destas medidas depende do tipo de solo, vegetação ardida e intensidade do fogo, pois estes são os principais factores para a formação de camadas hidrofóbicas. A quebra da camada hidrofóbica pode realizar-se por meios mecânicos (escarificação), por adição de matéria orgânica e/ou materiais de origem vegetal, associado com frequência a acções de lavra dos terrenos, plantio de herbáceas e reflorestação pois todas estas medidas têm como consequência mais ou menos directa a desintegração das camadas hidrofóbicas.
11. **Filtragem de águas por areias** – medida destinada a melhorar a qualidade das águas superficiais, pode também aplicar-se à melhoria da qualidade das águas subterrâneas se for aplicada a águas que se pretendam infiltrar no meio subterrâneo na área afectada pelo fogo.
12. **Canalização de águas superficiais para o meio subterrâneo** – esta medida, tem por objectivo melhorar a infiltração para o meio subterrâneo, e portanto ajudar a repor os recursos hídricos subterrâneos, com o efeito associado de melhoria da qualidade das águas infiltradas, ao passarem pelo filtro natural da zona não saturada, se se utilizar técnicas de infiltração passiva (ex.: estruturas de promoção da retenção do escoamento superficial, associadas directamente ou não a estruturas de infiltração). Outras técnicas passam pela injeção de água em estruturas de infiltração ou de recarga artificial. Podem no entanto constituir um risco de aumento da poluição do meio subterrâneo, se a estrutura de infiltração for mal dimensionada ou não se tomar em devida consideração a qualidade das águas a infiltrar.
13. **Técnicas de correcção e recuperação do solo** – estas técnicas têm por objectivo a melhoria das condições do solo, em especial o seu papel ecológico de suporte das comunidades vegetais, para um mais rápido restabelecimento do coberto vegetal, ao mesmo tempo que considera também a melhoria das condições de infiltração das águas para o meio subterrâneo (e, deste modo, controlar indirectamente a erosão e portanto a melhoria da qualidade das águas de superfície). Estas técnicas incluem o uso de hidrogéis (aumenta a capacidade de retenção de água pelo solo), fertilizantes inorgânicos e orgânicos, lamas de águas residuais e outros bio-sólidos (promovem a actividade microbiana, aumentam a capacidade de retenção da água e a

infiltração). Contudo estas técnicas de mitigação, se não forem bem dimensionadas, tendo em atenção as condições da área de aplicação, comportam o risco de poderem contaminar as águas de infiltração – e em consequência o meio hídrico subterrâneo – assim como contaminar as águas de escorrência e portanto o meio hídricos superficial.

Como nota final, refira-se que tendo cada região do país realidades sócio-económicas e culturais que condicionam o enquadramento e as razões da ocorrência dos fogos, em especial os fogos de origem ocupacional, a metodologia DPSIR deverá ser aplicada individualmente região a região, pois as forças motrizes ou os impactos, e as consequentes respostas de prevenção e mitigação, numa área em que os fogos são causados essencialmente pela actividade pastoril poderem ser bastante distintos de uma outra onde os fogos possam ser causados por outros factores. Para a aplicação da metodologia DPSIR é necessário um conjunto de informação enunciada ao longo dos Quadro 139 a Quadro 143.

9 Áreas de Investigação Futura

No final deste projecto identificaram-se as seguintes áreas do conhecimento, com importância para a compreensão dos impactos dos fogos sobre as águas subterrâneas e superficiais, a necessitarem de futura investigação:

1. A evolução dos solos e camadas hidrofóbicas geradas antes e durante os fogos, com particular destaque para: (1) a determinação das condições de formação no tipo de coberto vegetal do território português, (2) definição dos tempos de permanência destas estruturas hidrofóbicas para diferentes condições de terreno (solos, tipo de coberto vegetal ardido, intensidade do fogo e outras características pertinentes), (3) factores de degradação destas estruturas hidrofóbicas, (4) respectivas velocidades de degradação para cada um dos factores de degradação e para conjuntos de factores de degradação que actuem em simultâneo.
2. A evolução dos impactos dos fogos sobre o ciclo hidrológico ao longo de diferentes escalas temporais, durante o tempo de recuperação natural das áreas ardidas (até à recuperação total, caso esta ocorra), para diferentes tipos de floresta, zonas climáticas, solos e topografias.
3. A evolução dos impactos dos fogos sobre o ciclo hidrológico ao longo de diferentes escalas temporais, durante o tempo de recuperação em áreas ardidas que foram intervencionadas por medidas de mitigação pós-fogo. Estes estudos devem focalizar-se sobre diferentes medidas de mitigação para definir quais as que são mais eficazes para diferentes condições locais – para cada condição de coberto vegetal, clima, solos, topografia, etc. – e com menores impactos adversos nos recursos hídricos.
4. Aprofundar os estudos de lixiviação, em especial os ensaios SAR, que neste estudo foram inconclusivos, das cinzas e solos de áreas ardidas.

5. Aprofundar o conhecimento do controlo das diferentes condições dos solos⁵⁷, em diferentes tipos de solos, sobre a retenção dos poluentes resultantes dos fogos, ou sua transmissão, às águas que neles circulam.
6. Aprofundar o conhecimento da evolução temporal e espacial das concentrações dos poluentes, em especial dos HAPs, com vista à definição de curvas de variação destas concentrações por tipo de poluente para diferentes condições de coberto vegetal, clima, solos, topografia e outras eventuais condicionantes significativas.
7. Aprofundar a compreensão do comportamento do carbono, matéria orgânica, potássio e manganês, com vista à compreensão da sua evolução temporal nas águas de superfície e subterrâneas, em função de factores como o tipo de solos, as condições de oxi-redução das águas, pH, etc. subsequentes a um fogo.
8. Aprofundar a compreensão do comportamento do carbono, potássio, fósforo e manganês, com vista à definição de indicadores de contaminação por fogos, para diferentes condições de vegetação, solos, topografia, etc.
9. Aprofundar a compreensão do comportamento dos HAPs nos solos das áreas ardidas e seus potenciais impactos para o meio hídrico das áreas afectadas pelos fogos.
10. Aprofundar a análise quantitativa relativa à variação sazonal e padrões de precipitação das neves, seus respectivos regimes de degelo e sua influência na recarga.
11. Obter conhecimento de como os fogos podem afectar o ciclo hidrológico nas zonas sujeitas a precipitação de neve.
12. Obter conhecimento (recorrendo a estudos de monitorização de curto, médio e longo prazo) sobre quais as medidas de mitigação que são mais eficazes na recuperação das áreas ardidas, para diferentes condições de coberto vegetal, topografia, solos, geologia, clima e enquadramento sócio-económico das populações nas áreas afectadas.
13. Na área do Zêzere deverá tentar obter-se conhecimento sobre as velocidades de circulação ao longo de toda a zona de alteração e sistema aquífero sub-superficial, definindo os tempos de chegada ao vale do Zêzere, e os volumes de água infiltrada que efectivamente chegam a este vale vindos destes sistemas (via traçadores e outras ferramentas hidroquímicas), com vista à definição quantitativa o mais exacta possível, da importância desta circulação para o arraste de poluentes desde as áreas ardidas nas zonas de altitude para o rio Zêzere e formações fluvio-glaciares no fundo do vale.
14. Na área do Zêzere deverá tentar obter-se conhecimento do impacto dos poluentes dos fogos sobre as águas do aquífero profundo nas suas áreas de emergência, onde é passível de ocorrer alguma mistura com as águas superficiais potencialmente contaminadas pelos fogos.

⁵⁷ Incluindo as condições vigentes a diferentes profundidades.

Bibliografia

1. ACAVACO (1991) – *Estudo e pesquisa hidrogeológica nas Termas de Manteigas*. Obra n.º 2283. Relatório Final, Lisboa, Maio, pp. 9.
2. ACAVACO (1992) – *Sondagens de pesquisa de água termal para as termas de Manteigas*. Obra n.º 2317. Relatório Final. Lisboa, Maio, pp. 7.
3. ALCANZARE, R. J. C. (2002) – “*Polycyclic Aromatic Compounds in Wood Soot Extracts from Henan, China*”. A thesis submitted to the graduate faculty of the Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College for the degree of Master of Science in Chemical Engineering. In: http://etd.lsu.edu/docs/available/etd-07122006-141211/unrestricted/Alcanzare_Thesis.pdf.
4. ALBIN, D. (1979) – *Fire and stream ecology in some Yellowstone tributaries*. California Fish and Game. Vol. 65, pp. 216-238.
5. ALLEN, C., SAVAGE, M., FALK, D., SUCKLING, K., SWETMAN, T., SCHULKE, T., STACEY, P., MORGAN, P., HOFFMAN, M., KLINGEL, J. (2002). *Ecological restoration of southwestern ponderosa pine ecosystems: a broad perspective*. Ecological Applications. Vol. 12, pp. 1418-1433.
6. ANDERSON, H., MARVIN, D., KENNETH, G. (1976). *Forest and water; effects of forest management on floods, sedimentation, and water supply*. General Technical Report PSW-18. USDA (Forest Service). Berkeley. California.
7. ATSDR – AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (1996). “*Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs)*”. In: <http://www.atsdr.cdc.gov/tfacts69.html>.
8. BAKER, M. B., Jr. (1990) – *Hydrologic and water quality effects of fire*. In: Krammes, J.S., (tech. coord.). Effects of fire management of southwestern natural resources. Gen. Tech. Rep. RM-191. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, pp. 31–42. In: http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf.

9. BATALLA, R. (2001) – *Hydrological implications of forest fires. In 3rd International Summer School On The Environment-Fire, Landscape and Biodiversity: An Appraisal of the effects and effectiveness.* Figueres, Catalonia (Spain), 9-13 July. Universitat de Girona & Universitat Ambiental d'Estiu a Figueres.
10. BARRIUSO, E., CALVET, R., SCHIAVON, M., SOULAS, G. (1996) – *Les pesticides et les polluants organiques de sols.* Forum Le sol, un patrimoine menacé ? Étude et Gestion des Sols (Paris), vol. 3, pp. 3.
11. BENAVIDES, J., MACDONALD, L. (2001) – *Post-fire runoff and erosion from simulated rainfall on small plots, Colorado Front Range.* Hydrological Processes. Vol. 15, pp. 2931-2952.
12. BENOLIEL, M. J., CAVACO, M. A., GANCHO, S. (1998) – *Características Físicas e Químicas da Água Aduzida a Lisboa - Influência na Qualidade da Água Distribuída.* Comunicação ao 4.º Congresso da Água, APRH, Lisboa, 23-27 de Março de 1998, pp. 16.
13. BEYERS, J. L., BROWN, J. K., BUSSE, M. D., DEBANO, L. F., ELLIOT, W. J., FFOLIOTT, P. F., JACOBY, G. R., KNOEPP, J. D., LANDSBERG, J. D., NEARY, D. G., REARDON, J. R., RINNE, J. N., ROBICHAUD, P. R., RYAN, K. C., TIEDEMANN, A. R., ZWOLINSKI, M. J. (2005) – *Wildland Fire in Ecosystems. Effects of Fire on Soil and Water.* General Technical Report RMRS-GTR-42- U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Vol. 4, September 2005, pp. 262. In: http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf.
14. BITNER, K., GALLAHER, B. E., MULEN, K. (2001) – *Review of Wildfire Effects on Chemical Water Quality.* Los Alamos National Laboratory, LA-13826-MS, pp. 25.
15. BOELHOUWERS, J., DE GRAAF, P., SAMSODIEN, M. (1996) – *The influence of wildfire on soil properties and hydrological response at Devils Peak, Cape Town, South Africa.* Zeitschrift für Geomorphologie. Vol. 107, pp. 1-10.
16. BROWN, J. (1972) – *Hydrologic effects of a bushfire in a catchment in south-eastern New South Wales.* Journal of Hydrology. Vol. 15, pp. 77-96.
17. CAETANO, M., CARRÃO, H., PAINHO, M. (2005) – *Alterações da ocupação do solo em Portugal Continental: 1985-2005.* Instituto do Ambiente. Lisboa. ISBN: 972-8577-22-2.

18. CALADO, C. (2001) – *A ocorrência de água sulfúrea no Maciço Hespérico: quadro hidrogeológico e quimiogénese*. Dissertação apresentada à Universidade de Lisboa para a obtenção do grau de Doutor em Geologia, especialidade Hidrogeologia. Lisboa, Julho, pp. 462.
19. CAMPBELL, R., BAKER, M., FOLLIOTT, P. (1977) – *Wildfire effects on a ponderosa pine ecosystem: An Arizona case study*. USDA Forest Service Papers, RM-191. Rocky Mountain Forest and Range Experimental Station. Fort Collins. Colorado.
20. CARVALHO, T. M. M., COELHO, C. O. A., FERREIRA, A. J. D., CHARLTON, C. A. (2002) – *Land degradation processes in Portugal: farmers, perceptions of application of European agroforestry programmes*. Land Degrad. Develop. Vol. 13, pp. 177-188.
21. CERDÀ, A., IMESON, A.C., CALVO, A. (1995) – *Fire and aspect induced differences on the erodibility and hydrology of soils at la costera, Valencia, Southeast Spain*. Catena, Vol. 24, pp. 289–304.
22. CERDÀ, A., IBÁÑEZ, S., CALVO, A. (1997) – *Design and operation of a small and portable rainfall simulator for rugged terrain*. Soil Technology. Vol. 11, pp. 161-168.
23. CERDÀ, A., DOERR, S. (2005) – *Long-term soil erosion changes under simulated rainfall for different vegetation types following a wildfire in eastern Spain*. Journal of Wildland Fire. Vol. 14, pp. 423-437.
24. CERQUEIRA, J. (2001) – *Solos e clima em Portugal*. 2.^a Edição, Clássica Editora. Lisboa. ISBN: 972-561-324-4.
25. CLINE, G. G., BROOKS, W. M. (1979) – *Effect of light seed and fertilizer application in steep landscapes with infertile soils after fire*. Missoula, MT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Region Soil, Air, Water Notes. Vol. 79-2, pp. 6
26. CLUTTER, J. L., FORTSON, J. C., PIENNAR, L. V., BRISTER, G. H., BAILEY, R. L. (1983) – *Timber Management: A Quantitative Approach*. John Wiley & Sons.
27. COELHO, C. (2007) – *Avaliação dos efeitos da utilização dos efeitos da utilização de práticas de conservação do solo e da água, após incêndio, na diminuição do escoamento e das perdas de solo em povoamentos de Pinus pinaster e Eucalyptus globulus*. Workshop “Estratégias e respostas para minimizar o efeito do impacto dos fogos florestais na quantidade e na qualidade da água”, 12 Dezembro 2007.

28. COELHO, C. O. A., FERREIRA, A. J. D., BOULET A. K., KEIZER J. J. (2004) – *Overland flow generation processes, erosion yields and solute losses following different intensity fires*. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrology. Vol. 37, pp. 233-240.
29. CONDE, F. J., AYALA, J. H., AFONSO, A. M., GONZÁLES, V. (2005) – *Emissions of polycyclic aromatic hydrocarbons from combustion of agricultural and silvicultural debris*. Atmospheric Environment. Vol. 39, Issue 35.
30. COSANDEY, C., ANDRÉSSIAN, V., MARTIN, C., DIDON-LESCOT, LAVABRE, J., FOLTON, N., MATHYS, N., RICHARD, D. (2004) – *The hydrological impact of the Mediterranean forest: a review of French research*. Journal of Hydrology (In Press), pp. 15.
31. CRC FOR CATCHMENT HYDROLOGY (2007) – *Bushfires and catchments*. Acedido em 29/03/2007 em: http://www.ewatercrc.com.au/bushfire/background_impactflows.html.
32. CUSTODIO, E., LLAMAS, M. (1983) – *Hidrologia Subterránea*. Ediciones Ómega, SA. pp. 2241
33. CUSTÓDIO, E., LLAMAS, M. R. (1976) – *Hidrología Subterránea*. Barcelona, Ediciones Omega, Tomos I e II.
34. DAVEAU, S., FERREIRA, A.B., FERREIRA, N., VIEIRA, G. (1997) – *Novas observações acerca da glaciação da Serra da Estrela*. Estudos do Quaternário, Lisboa, Vol. 1, pp. 41-51.
35. DEBANO, L. (1971) – *The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration*. Proceedings-Soil Science Society of America. Vol. 35, pp. 340-343.
36. DEBYLE, N V. (1970) – *Do contour trenches reduce wet-mantle flood peaks?* Research Note INT-108. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Ogden, UT.
37. DEKKER, L., RITSEMA, C. (1995) – *Fingerlike wetting patterns in two water-repellent loam soils*. Journal of Environmental Quality. Vol. 24, pp. 324-333.
38. DEKKER, L., DOERR, S., OOSTINDIE, K., ZIOGAS, A., RITSEMA, C. (2001) – *Actual water repellency and critical soil water content in a dune sand*. Soil Science Society of America Journal. Vol. 65, pp. 1667-1675.

39. DGRF (2006) – *Incêndios Florestais – 2006: 7º Relatório Provisório*. Acedido em 09/04/2007. In: <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/v4/dgf/ficheiros/20060905120250DFCI.pdf>.
40. DGRF (2007a) – *Estatísticas nacionais de incêndios florestais: Totais por Distrito (1980-2005)*. Acedido em 04/04/2007, In: <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/v4/dgf/ficheiros/20060522164929DSVPF-P.xls>.
41. DGRF (2007b) – *Mapa Temático inerente às áreas ardidas no período 1980-2005*. In: <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/v4/dgf/ficheiros/20050120113529DSVPF-P.zip>.
42. DGRF (2007c) – *Inventário Florestal Nacional – Apresentação de Resultados*. Acedido em 10/04/2007. In: <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/v4/dgf/pub.php?ndx=3681>.
43. DIECKMANN, H., MOTZER, H., HARRES, H., SEUFFERT, O. (1992) – *Vegetation and erosion. Investigations on erosion plots in southern Sardinia*. Geo-Öko-plus. Vol. 3, pp. 139-464.
44. DOERR, S., SHAKESBY, R., WALSH, R. (1996) – *Soil Water repellency variations with depth and particle size fraction in burned and unburned Eucalyptus globulus and Pinus pinaster forest terrain in the Águeda basin, Portugal*. Catena. Vol. 27, pp. 25-47.
45. DOERR, S. (1998) – *Short communication on standardizing the 'Water Drop Penetration Time' and the 'Molarity of an Ethanol Droplet' techniques to classify soil hydrophobicity: a case study using medium textured soils*. Earth Surface Processes and Landforms. Vol. 23, pp. 663-668.
46. DOERR, S., SHAKESBY, R., WALSH, R. (2000) – *Soil water repellency: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance*. Earth-Sciences Reviews. Vol. 51, pp. 33-65.
47. DOERR, S., DOUGLAS, P., EVANS, R., MORLEY, C., MULLINGER, N., BRYANT, R., SHAKESBY, R., (2005) – *Effects of heating and post-heating equilibrations times on soil water repellency*. Australian Journal of Soil Research. Vol. 43, pp. 261-267.
48. DOERR, S., SHAKESBY, R., BLAKE, W., CHAFER, C., HUMPHREYS, G., WALLBRINK, P. (2006) – *Effects of differing wildfire severities on soil wettability and implications for hydrological response*. Journal of Hydrology. Vol. 319, pp. 295-311.

49. DYRNESS, C. (1976) – *Effect of wildfire on soil wettability in the High Cascade of Oregon*. United States Department of Agriculture, Forest Service, Research Paper PNW-202, Pacific Northwest Forest and Range Experimental Station. Portland. Oregon, pp. 444-447.
50. DIAS, J. J. M. (2002) – *Utilização da biomassa: avaliação dos resíduos e utilização de pellets em caldeiras domésticas*. Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Mecânica. Universidade Técnica de Lisboa. Instituto Superior Técnico. Dezembro de 2002. In: <http://pubol.ipbeja.pt/Teses/JoaoDias.pdf>.
51. EDWARDS, P. J., KOCHENDERFER, J. N., SEEGRIST, D.W. (1991) – *Effects of forest fertilization on stream wacer Chemistry in the Appalachians*, Water Resources Bulletin. Vol. 27 (2), pp. 265–274.
52. EPA (1994) – *Draft Soil Screening Guidance*. December 30, 1994. In: <http://www.epa.gov/EPA-WASTE/1994/December/Day-30/pr-106.html>.
53. EPA (1996a) – *Soil Screening Guidance: Federal Register: EPA*. May 31, 1996 (Volume 61, Number 106. In: <http://www.epa.gov/EPA-WASTE/1996/May/Day-31/pr-573.html>.
54. EPA (2007a) – *Soil Screening Guidance*. In: <http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/>. Citado em 2007-01-30.
55. EPA (2007b) – *Part 2: Development of pathway-specific soil screening levels*. In: http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/part_2.pdf, Citado em 2007-01-30.
56. ESPINHA MARQUES, J., MARQUES, J. M., CHAMINÉ, H. I., CARREIRA, P.M., FONSECA, P.E., SAMPER, J., PISANI, B., ALVARES, D., VIEIRA, G. T., MORA, C., TEIXEIRA, J., GOMES, A., CARVALHO, J. M., BORGES, F. S., ROCHA, F.T. (2006) – *A preliminary hydrogeologic conceptual model of the Manteigas – Nave de Santo António – Torre sector (Serra da Estrela Natural Park, Central Portugal)*. In Proceedings of the International Water Conference, IWC2006, Porto, Centro de Estudos de Águas/IDT-ISEP, pp. 179-190.
57. ESPINHA MARQUES, J., MARQUES, J. M., CHAMINÉ, H.I., AFONSO, M. J., CARREIRA, P. M., FONSECA, P. E., CABRAL, J., MONTEIRO SANTOS, F. A., VIEIRA, G.T., MORA, C., GOMES, A., TEIXEIRA, J., SAMPER, J., PISANI, B. J., AGUIAR, C., GONÇALVES, J. A., ALMEIDA, P. G; CAVALEIRO, V., CARVALHO, J.M., SODRÉ BORGES, F., AIRES-BARROS, L., ROCHA, F.T. (2005) – *Hydrogeological study of a high mountain area (Serra da Estrela, Central Portugal): a multidisciplinary approach*.

- Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe, A Coruña, Vol. 30, pp. 145-166.
58. ESPINHA MARQUES, J., SAMPER, J., PISANI, B. V., ALVARES, D., VIEIRA, G. T., MORA, C., CARVALHO, J. M., CHAMINÉ, H. I., MARQUES, J. M., SODRÉ BORGES, F. (2006) – *Avaliação de recursos hídricos através da modelação hidrológica: aplicação do programa VISUAL BALAN v.2.0 a uma bacia hidrográfica na Serra da Estrela (Centro de Portugal)*. Cadernos do Laboratorio Xeolóxico de Laxe, A Coruña, Vol. 31, pp. 43-65.
59. ESPLIN, DeL. H., SHACKLEFORD, J. R. (1980) – *Cachuma burn revisited*. Unpublished report on file at: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Los Padres National Forest, CA. pp. 5. In: Peter R. Robichaud, Jan L. Beyers, Daniel G. Neary, Evaluating the Effectiveness Of Postfire Rehabilitation Treatments, Report RMRS-GTR-63, September 2000. In: http://www.fs.fed.us/psw/publications/robichaud/psw_2000_robichaud000.pdf.
60. EUN-JUNG, K., JEONG-EUN, O., YOON-SEOK, C. (2003) – *Effects of forest fire on the level and distribution of PCDD/Fs and PAH in soil*. The Science of the Total Environment 311 (2003) 177-189. In: www.sciencedirect.com.
61. EUFIRELAB (2004) – *Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory, a “wall-less” laboratory for Wildland Fire Sciences and Technologies in the Euro-Mediterranean Region: Deliverable D-04-03 – Wildland Fire Impacts: a State of the Art*. In: <http://eufirelab.org>.
62. FAO: Food and Agriculture Organization of the United Nations (2001) – *FRA Global Forest Fires Assessment*. Forest Resources Assessment Programme, Working paper 55. FAO. Rome. pp. 495.
63. FAO (2007) – In: <http://www.fao.org/docrep/007/x3996p/x3996p0i.htm>.
64. FALCON M. S. G., GONZALEZ B. S., GANDARA J. S. (2006) – *Evolution of the Concentrations of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Burnt Woodland Soils*. Environmental Science Technology, Vol. 40, Nº. 3.
65. FERNANDES, P., BOTELHO, H. , LOUREIRO, C. (2002) – *Manual de formação técnica do fogo controlado*. Departamento Florestal da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro. Vila Real.
66. FERNANDES, P., LOUREIRO, C., BOTELHO, H., FERREIRA, A., FERNANDES, M. (2002) – *Avaliação indirecta da carga de combustível em pinhal bravo*. Silva Lusitana. Vol. 10, pp. 73-90.

67. FERNANDES, P., BOTELHO, H., REGO, F. (2005) – *A Piroecologia do Pinheiro Bravo*. Silva Lusitana. Vol. 13, pp. 233-248.
68. FERREIRA, A. J. D., COELHO, C. O. A., BOULET, A. K., LOPES, F. P. (2005) – *Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal*. International Journal of Wildland Fire. Vol. 14, pp. 1-12.
69. FERREIRA, A., COELHO, C., BOULET, A., LEIGHTON-BOYCE, KEIZER, J., RITSEMA, C. (2005) – *Influence of burn intensity on water repellency and hydrological processes at forest and shrub sites in Portugal*. Australian Journal of Soil Research. Vol. 43, pp. 327-336.
70. FRANCO, C., CLARKE, P., TATE, M., OADES, J. (2000) – *Hydrophobic properties and chemical characterisation of natural water repellent materials in Australian sands*. Journal of Hydrology. 231-232, pp. 47-58.
71. FREEZE, R., CHERRY, J. (1979) – *Ground Water*. Prentice-Hall Inc., New Jersey, ISBN: 0-13-365312-9. pp. 604.
72. FRONZA, L. (2006) – *Capacidade de Libertação de Hidrocarbonetos dos Sedimentos de Áreas Contaminadas do Estuário de Lagoa dos Patos – RS*. Tese apresentada à Universidade Federal de Rio Grande, Departamento de Geociências, para a obtenção do grau de mestre em oceanografia física, química e geológica. Brasil, 2006.
73. FURBERG, D., NILSSON, S., LANGAAS, S. (2007) – *EWATER: An Indicator Base Analysis of the River Basin Districts established under the EU Water Framework Directive*.
74. GABET, S. (2004) – *Remobilisation d'Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique*. These pour obtenir le grade de docteur de l'Université de Limoges. Discipline: Chimie et Microbiologie de l'Eau.
75. GAUCH, J. R. (1982) – *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press. Cambridge.
76. GILL, D. D. (2004) – *The Impact of Forest Fire on Drinking Water Quality*. A Thesis Presented in Partial Fulfillment of the Requirement for the Degree Master of Science. Arizona State University. December 2004.

77. GIOVANNINI, G. (1994) – *The effect of fire on soil quality*. In: M., Sala, J. Rubio (eds.), *Soil Erosion and degradation as a consequence of forest fires*, Geoforma Ediciones. Logroño. Spain.
78. GIOVANNINI, G., LUCCHESI, S. (1983) – *Effect of fire on hydrophobic and cementing substances of soil aggregates*. *Soil Science*. Vol. 136, pp. 231-236.
79. GRAHAM, B., MAYOL-BRACERO, O. L., GUYON, P., ROBERTS, C. G., DECESARI, S., FACCHINI, M. C., ARTAXO, P., MAENHAUT, W., KÖLL, P., ANDREAE, M. O. (2002) – “Water-soluble organic compounds in biomass burning aerosols over Amazonia. Characterization by NMR and GC-MS”. *Journal of Geophysical*, Vol. 107. In: www.mpch-mainz.mpg.de/~biogeo/Graham-EUSTACH-2002.pdf.
80. GRESSWELL, R. (1999) – *Fire and aquatic ecosystems in forested biomes of North America*. *Transactions of the American Fisheries Society*. Vol. 128, pp. 193-221.
81. HARVEY, L. E. (1996) – *Macroecological studies of species composition, habitat and biodiversity using GIS and canonical correspondence analysis*. In *Proceedings, Third International Conference/Workshop on Integrating GIS and Environmental Modeling*, Santa Fe, USA.
82. HELVEY, J. (1972) – *First-year effects of wildfire on water yield and stream temperature in north-central Washington*. In: S. Callany, T. McLaughlin, W. Striffler (Editors). *Watersheds in Transition*. American Water resources Association. Urbana. Illinois.
83. HELVEY, J. (1980) – *Effects of a north-central Washington wildfire on runoff and sediment production*. *Water Resources Bulletin*. Vol. 16, pp. 627-634.
84. HULING, S. G., WEAVER, J. W. (1991) – *Dense Nonaqueous Phase Liquids*. *Ground Water Issue*, EPA, EPA/540/4-91-002, March 1991, pp. 21. In: <http://www.epa.gov/ada/download/issue/issue8.pdf>.
85. ICE, G., NEARY, D., ADAMS, P. (2004) – *Effects of wildfire on soils and watershed processes*. *Journal of Forestry*. Vol. 102, pp. 16-20.
86. IMESON, A., VERSTRATEN, J. VAN MULLIGEN, E., SEVINK, J. (1992) – *The effects of fire and water repellency on infiltration and runoff under Mediterranean type forest*. *Catena*. Vol. 19, pp. 345-361.

87. INAG (2004) – *Classificação dos cursos de água superficiais de acordo com as suas características de qualidade para usos múltiplos*. In: <http://snirh.inag.pt>.
88. INBAR, M., TAMIR, M., WITTENBERG, L. (1998) – *Runoff and erosion processes after a forest fire in Mount Carmel, a Mediterranean area*. *Geomorphology*. Vol. 24, pp. 17-33.
89. INATEL (1998) – *Perímetro de protecção das termas de Caldas de Manteigas – INATEL*. Covilhã, Maio, pp. 47.
90. JEX, G., BLEAKLEY, B., HUBBEL, D., MUNRO, L. (1985) – *High humidity-induced increase in water-repellency in some sandy soils*. *Journal of the Soil Science Society of America*. Vol. 49, pp. 1177-1182.
91. JOHANSEN, M., HAKOSON, T., BRESHEARS, D. (2001) – *Post-fire runoff and erosion from rainfall simulation: contrasting forests with shrublands and grasslands*. *Hydrological Processes*. Vol. 15, pp. 2953-2965.
92. JONES, K. C., STRATFORT, J. A., WATERHOUSE, K. S., VOGT, N. B. (1989) – *Organic Contaminants in Welsh Soils: Polynuclear Aromatic Hydrocarbons*. *Environmental Science Technology*, Vol. 23, Nº. 5.
93. KEMAL, G., GEORGOPOULOS, P. G. (2001) – *A Coupled Forest Fire Emission and Atmospheric Dispersion Model: An Application to the Savannah River Site (SRS)*. Technical Report CCL/CRESP-00XX prepared for the Consortium for Risk Evaluation with Stakeholder Participation (CRESP). In: www.ccl.rutgers.edu.
94. KENT, M., P. COKER, (1994) – *Vegetation description and analysis*. John Wiley & Sons. West Sussex.
95. KESHTKAR, H., ASHBAUGH, L. L. (2006) – *Size distribution of polycyclic aromatic hydrocarbon particulate emission factors from agricultural burning*. Crocker Nuclear Laboratory. University of California. One Shields Avenue, Davis, CA 95616, USA. In: www.ashbaugh.crocker.ucdavis.edu.
96. KOCHENDERFER, J. N., WENDEL, G.W. (1983) – *Plant succession and hydrologic recovery on a deforested and herbicided watershed*. *Forest Science*. Vol. 29(3), pp. 545-558.

97. LANDSBERG, J. D., TIEDEMANN, A. R. (2000) – *Fire Management*. In: Dissmeyer, G.E., ed. *Drinking water from forests and grasslands: a synthesis of the scientific literature*. Gen. Tech. Rep. SRS-039. Asheville, NC: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, pp. 124-138. In: <http://www.srs.fs.usda.gov/sustain/draft/aqua3/aqua3.pdf>.
98. LARANJEIRA, I. E LEITÃO, T., (2008) – *Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos recursos Hídricos Subterrâneos: Análise do impacte dos fogos florestais na qualidade química das águas superficiais e subterrâneas das áreas de estudo da Região Centro, 3º Relatório de Progresso*. Relatório 63/2008 – NAS/LNEC, pp. 84.
99. LEITÃO N. (2007) – *A Química dos Combustíveis Florestais*. In: <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=9451&iLingua=1>.
100. LÈMIERE, B., SEGUIN, J. J., GUERN, C., GUYONNET, D., BARANGER, P. (2001) – *Guide sur le comportement des polluants dans les sols et les nappes. Applications dans un context d'Évaluation Détaillée des Risques pour les ressources en eau*. Eau – Aménagement – Environnement, Documents du BRGM 300. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'Environnement. France.
101. LENCASTRE, A., FRANCO, F. (2006) – *Lições de Hidrologia*. 3.^a Edição. Universidade Nova de Lisboa, Fundação da Faculdade de Ciências e Tecnologia. Lisboa. ISBN: 972-8152-59-0. pp. 451.
102. LETEY, J. (2001) – *Causes and consequences of fire-induced soil water repellency*. Hydrological Processes. Vol. 15, pp. 2867-2875.
103. LINSLEY JR., KOHLER, M., PAULHUS, J. (1975) – *Hydrology for Engineers*. 2nd Edition. McGraw Hill Kogakusha, Ltd.
104. LOBO FERREIRA, J., OLIVEIRA, M., LARANJEIRA, I., LEITÃO, T., QUINTA-NOVA, L., FERNANDEZ, P., LOPES, H., PARALTA, E. (2007) – *Avaliação do impacte de fogos florestais em recursos hídricos subterrâneos*. In: Seminário de Águas Subterrâneas. Laboratório Nacional de Engenharia Civil. Lisboa. Portugal.
105. LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M., MOINANTE, M. J. (1995) – *Desenvolvimento de um Inventário das Águas Subterrâneas de Portugal*. Vol. 2. Lisboa, LNEC, pp. 262.

106. LOBO FERREIRA, J. P. (1982) – *Mathematical model for the evaluation of the recharge of aquifers in semiarid regions with scarce (lack) of hydrogeological data*. LNEC, Memória n.º 582.
107. LOPES, D.(2005) – *Estimating Net primary production in eucalyptus globulus and Pinus pinaster ecosystems in Portugal*. Tese de Doutoramento em Detecção Remota, Universidade de Kingston.
108. LOPES, H. (2007) – *Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos*. Workshop “Estratégias e Respostas para Minimizar o Efeito do Impacte dos Fogos Florestais na Quantidade e Qualidade da Água”. Dezembro, Lisboa, LNEC.
109. LOPES, M. H., FREIRE, M., GOMES, S., GALHETAS, M., MATOS, C. (2007) – *Avaliação do impacte de fogos florestais nos recursos hídricos subterrâneos*. POCI/AGR/59180/2004, 2º Relatório de Progresso – Janeiro/Dezembro de 2006, INETI.
110. LOURO, A. (2007) – *David contra Golias: uma luta de todos os dias em Mação*. Comunicação apresentada ao Workshop “Estratégias e Respostas para Minimizar o Efeito do Impacte dos Fogos Florestais na Qualidade e na Quantidade da Água”. 12 Dezembro, Lisboa, LNEC.
111. LOW, K. C., BATLEY G. E. (1988) – *Comparative Studies of Adsorption of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Fly Ashes from the Combustion of Some Australian Coals*. Environmental Sciences Technology, Vol. 22, Nº 3.
112. MACEDO, F., SARDINHA, A. (1993) – *Fogos Florestais*. Vol. I. 2.ª Edição. Publicações Ciência e Vida, Lda. Lisboa.
113. MALISZEWSKA-KORDYBACH, B. (1999) – *Sources, Concentrations, Fate and Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in the Environment. Part A: PAHs in Air*. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 8, Nº. 3, pp.131-136.
114. MARQUES, J. M., ARREIRA, P. M., ESPINHA MARQUES, J., CHAMINÉ, H. I., FONSECA, P. E., MONTEIRO SANTOS, F. A., ALMEIDA, E., GONÇALVES, R., MARTINS CARVALHO, J., ALMEIDA. P. G., TEIXEIRA, J. (2007) – *Tracing the dynamics of thermal waters using a multitechnique approach (Serra da Estrela, Central Portugal)*. Seminário sobre Águas Subterrâneas. APRH, Lisboa, 1 e 2 de Março de 2007, pp.14.

115. MARQUES, J. M., CARREIRA, P. M., ESPINHA MARQUES, J., CHAMINÉ, H. I., FONSECA, P. E., MONTEIRO SANTOS, F. A., ALMEIDA, E., GONÇALVES, R., PIERSZALIK, R., CARVALHO, J. M., ALMEIDA, P. G., CAVALEIRO, V., TEIXEIRA, J. (2006) – *A multitechnique approach to the dynamics of thermal waters ascribed to a granitic hard rock environment (Serra da Estrela, Central Portugal)*. In Extended Abstracts, Volume of the 4th Workshop on Hard Rock Hydrogeology of the Bohemian Massif, (eds. Chudy, K & Marszalek, H), Jugowice, SW Polónia, pp. 36-38.
116. MARQUES, M. A., MORA, E. (1992) – *The influence of aspect on runoff and soil loss in a Mediterranean burnt forest (Spain)* Catena. Vol. 19, pp. 333–344.
117. MARTINHO, N., OLIVEIRA, M. M. (2008) – *POCI/AGR/59180/2004 – Avaliação do Impacte de Fogos Florestais nos Recursos Hídricos Subterrâneos: Estudo do impacte dos fogos florestais na parte quantitativa do ciclo hidrológico*. LNEC, Relatório LNEC 429/2008-NAS, pp. 138.
118. MARTINS, C. C. (2005) – *Marcadores orgânicos geoquímicos, em testemunhos de sedimento do Sistema Estuarino de Santos e S. Vicente, SP: um registo histórico da introdução de hidrocarbonetos no ambiente marinho*. Tese de doutoramento apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de S. Paulo, para obtenção do grau de Doutor em Ciências, Área de Oceanografia, Química e Geológica.
119. MAYOR, A., BAUTISTA, S., LLOVET, J., BELLOT, J. (2006) – *Post-fire hydrological and erosional responses of a Mediterranean landscape: Seven years of catchment-scale dynamics*. Catena.
120. MCLAUGHLIN, J. W., GALE, M. R., JURGENSEN, M. F., TRETTIN, C. C. (2000) – *Soil organic matter and nitrogen cycling in response to harvesting, mechanical site preparation, and fertilization in a wetland with a mineral substrate*. Forestry Ecological Management. Vol. 129, pp. 7–23.
121. MCNABB, D. H., SWANSON, F. J. (1990) – *Effects of fire on soil erosion*. In: *Natural and prescribed fire in Pacific Northwest forests. Chapter 14*. Walstad, John D., ed., et al. Corvallis, OR: Oregon State University Press, pp. 159-176. In: http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm.
122. MCNAMARA, J., KANE, D., HINZMAN, L. (1997) – *Hydrograph separations in an Arctic watershed using mixing model and graphical techniques*. Water Resources Research. Vol. 33, pp. 1707-1719.

123. MEGAHAN, W. F. (1980) – *Nonpoint source pollution from forestry activities in the Western United States: results of recent research and research needs*. In: U.S. Forestry and water quality: What course in the 80s? Proceedings of the Water Pollution Control Federation Seminar. Richmond, VA. pp. 92-151. In: <http://www.srs.fs.usda.gov/sustain/draft/aqua3/aqua3.pdf>.
124. MEIRE, R. O., AZEREDO, A., TORRES, J. P. M. (2007) – *Aspectos ecotoxicológicos de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos*. Oecologica Brasileira. Vol. 11 (2), pp. 188-201.
125. MILLER, J., NYHAN, J., YOOL, S. (2003) – *Modeling potential erosion due to the Cerro Grande Fire with a GIS-based implementation of the Revised Universal Soil Loss Equation*. International Journal of Wildland Fire. Vol. 12, pp. 85-100.
126. MINISTÉRIO DA ADMINISTRAÇÃO INTERNA (2003) – *Livro Branco dos incêndios florestais ocorridos no Verão de 2003*. Acedido em: 09/04/2007, In: <http://www.portugal.gov.pt/NR/rdonlyres/F2960733-D2A0-4667-85B1-6E742FC520D6/0/Livro Branco Fogos Florestais.pdf>.
127. MOINANTE, M. J., LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M. (2005) – *Análise e Validação dos Perímetros de Protecção das captações de Águas Subterrâneas das Termas do INATEL em Manteigas e Parecer sobre a Eventual Implicação da Construção de Uma Piscina de Água Quente/Centro Termolúdico na Exploração de Água Termal*. Relatório LNEC 455/05 – NAS, pp. 35.
128. MORENO, J. M. (2004) – *Wildland Fires Impacts: a State of the Art*. Eufirelab: Euro-Mediterranean Wildland Fire Laboratory, a “wall-less” Laboratory for Wildland Fire Sciences and Technologies in the Euro-Mediterranean Region. Deliverable D – 04 – 03. In: <http://www.eufirelab.org>.
129. MOODY, J., MARTIN, D. (2001) – *Initial hydrologic and geomorphic response following a wildfire in the Colorado Front Range*. Earth Surface Processes Landforms. Vol. 26, pp. 1049-1070.
130. NASSERI, I. (1988) – *Frequency of floods from a burned chaparral watershed*. General Technical Report PSW-109. USDA (Forest Service). Berkeley. California.

131. NEARY, D. G., CURRIER, J. B., (1982) – *Impact of wildfire and watershed restoration on water quality in South Carolinas Blue Ridge Mountains. Southern Journal of Applied Forestry*. Vol. 6 (2), pp. 81–90. In: <http://www.springerlink.com/content/p267288gm4750558/fulltext.pdf>.
132. NEARY, D., GOTTFRIED, G., FFOLLIOTT, P. (2003) – *Post-wildfire watershed responses*. Proceedings of the 2nd International Wildland Fire Ecology and Fire Management Congress. Orlando, Florida, 16-20 November 2003.
133. NEARY, D., KLOPATEKB, C., DEBANO, L., FFOLLIOT, P. (1999) – *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. Forest Ecology and Management. Vol. 122, pp. 51-71.
134. NETTO A. D. P., MOREIRA J. C., DIAS A. E., ARBILLA G., OLIVEIRA L. F., BAREK J. (2000) – *Evaluation of human contamination with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their nitrated derivatives (NHAPS) : A review of methodology*. Química Nova, Vol. 23(6).
135. OLIVEIRA, M. M., MOINANTE, M. J., LOBO FERREIRA, J. P. (1997) – *Cartografia Automática da Vulnerabilidade de Aquíferos com base na Aplicação do Método DRASTIC*. Relatório 60/97-GIAS, LNEC. Lisboa.
136. OLIVEIRA, M. M. (2001) – *A Estimativa da Recarga das Águas Subterrâneas a Partir da Decomposição de Hidrogramas de Escoamento Superficial – O Programa de Computador DECHIDR_VB.VBP. Seminário sobre "A Hidroinformática em Portugal"*, Publicação em CD-ROM, LNEC, Lisboa, 15-16 Novembro, 2001.
137. OLIVEIRA, M. M. (2004) – *Recarga de águas subterrâneas: Métodos de avaliação*. Tese de Doutoramento em Geologia (Hidrogeologia). Universidade de Lisboa, Faculdade de Ciências, Departamento de Geologia, Lisboa. 440 pp.
138. OLIVELLA, M. A., RIBALTA, T. G., FEBRER, A. R., MOLLET, J. M., LAS HERAS, F. X. C. (2005) – *Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in riverine waters after Mediterranean forest fires*. The Science of the Total Environment. Vol. 355, pp. 156-166. In: <http://www.sciencedirect.com/science?ob=ArticleURL&udi=B6V78-4G4MMDX-B&user=2513107&rdoc=1&fmt=&orig=search&sort=d&view=c&acct=C000057701&version=1&urlVersion=0&userid=2513107&md5=c6e49820bece1f4b10aaba4d2e2c2526>.

139. PARSONS, A. (2003) – *Burned Area Emergency Rehabilitation (BAER) soil burn severity definitions and mapping guidelines*. April 22, draft.
140. PÁSCOA, F., SILVA, R., TAVARES, M. (1991) – *Residual Biomass of Forest Stands. Pinus pinaster Ait. And Eucalyptus globus Labill*. Congresso Florestal Mundial, Paris.
141. PÁSCOA, F., TOMÉ, M., MARQUES, C. P., CAMPILHO, P. (2006) – *Avaliação da Potencialidade de Produção de Biomassa Residual dos Povoamentos Florestais. Contribuição para a elaboração de um Atlas dos resíduos da Floresta e Aplicação da Biomassa do Espaço Atlântico*. ESAC/ISA/UTAD – CBE/AFLOPS.
142. PEREIRA, A. D. (2007) – *Spatial and temporal patterns of solute loss following wildfires in central Portugal*. Workshop “Estratégias e Respostas para Minimizar o Efeito do Impacte dos Fogos Florestais na Quantidade e Qualidade da Água”. Dezembro, Lisboa, LNEC.
143. PEREIRA, J. M., CARREIRAS, J., NEVES, J., VASCONCELOS, M. (2006) – *Alguns conceitos básicos sobre os fogos rurais em Portugal*. In: J. Pereira, J. M. Pereira, F. Rego, J. Silva e T. Silva (eds.), *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ISA Press. Lisboa. ISBN: 972-8669-17-8.
144. PIKE, R. (2003) – *Forest hydrologic cycle basics*. Streamline Watershed Management Bulletin. Vol. 7, pp. 1-5.
145. PROSSER, I., WILLIAMS, L. (1998) – *The effect of wildfire on runoff and erosion in native Eucalyptus forest*. Hydrological Processes. Vol. 12, pp. 251-265.
146. PYNE, S. (2006) – *Fogo no jardim: compreensão do contexto dos incêndios em Portugal*. In: J. Pereira, J. M. Pereira, F. Rego, J. Silva e T. Silva (eds.), *Incêndios Florestais em Portugal: Caracterização, Impactes e Prevenção*, ISA Press. Lisboa. ISBN: 972-8669-17-8.
147. RADOJEVIC, M. (2003) – *Chemistry of Forest Fires and Regional Haze with Emphasis on Southeast Asia*. Pure and Applied Geophysics. Vol. 160, pp. 157-187. In: <http://www.springerlink.com/content/082np4e89hec4cyg/fulltext.pdf>.
148. RANALLI, A. J. (2004) – *A Summary of the Scientific Literature on the Effects of FIRE on the Concentration of Nutrients in Surface Waters*. U.S. Department of the Interior, U.S. Geological Survey. pp. 23.

149. READMAN, J. W., FILLMANN, G.; TOLOSA, I., BARTOCCI, J., VILLENEUVE, J. P., CATINNI, C., MEE, L. D. (2002) – *Petroleum and PAH contamination of the Black Sea*. Marine Pollution Bulletin. Vol. 44, pp. 48-62.
150. REID, J. S., KOPPMANN, R., ECK, T. F., ELEUTERIO, D. P (2005) – *A review of biomass burning emissions part II: intensive physical properties of biomass burning particles*. Atmospheric Chemistry Physics. European Geosciences Union. Vol. 5, pp. 799-825. In: www.atms-chem-phys.org/acp/5/799/.
151. REINHARDT, E. D., BROWN, J. K., FISCHER, W. C., GRAHAM, R. T. (1991) – *Woody fuel and duff consumption by prescribed fire in northern Idaho mixed conifer logging slash*. Research Paper INT-443. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station, pp. 22. In: http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm.
152. RIBEIRO, O. (1998) – *Portugal o Mediterrâneo e o Atlântico*. 7.^a Edição, Livraria Sá da Costa Editora. Lisboa. ISBN: 972-569-320-7.
153. RIBEIRO, A., KULLBERG, M. C., KULLBERG, J. C., MANUPPELA, G., PHIPPS, S. (1990) – *A review of Alpine tectonics in Portugal: foreland detachment in basement and cover rocks*. Tectonophysics, Vol. 184, pp. 357-366.
154. RITTER, M. (2006) – *The Physical Environment: an Introduction to Physical Geography*. Acedido em: 17/04/2007. In: http://www.uwsp.edu/geo/faculty/ritter/geog101/textbook/title_page.html.
155. ROBICHAUD, P.R.; BROWN, R.E. (1999) – *What happened after the smoke cleared: onsite erosion rates after a wildfire in eastern Oregon*. In: Olsen, D.S.; Potyondy, J.P. (eds.). Proceedings, wildland hydrology conference; 1999 June; Bozeman, MT. Herson, VA: American Water Resource Association, pp. 419–426. In: http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf.
156. ROBICHAUD, P. R. (2000) – *Forest Fire Effects on Hillslope Erosion: What We Know*. ISDA-Forest Service, Rocky Mountain Research Station, Moscow, Idaho. Winter Report. In: http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm.
157. ROBICHAUD, P. R., BEYERS, J. L., NEARY, D. G. (2000) – *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-63. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. pp. 85. In: http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf.

158. ROBICHAUD, P., HUNGERFORD, R. (2000) – *Water repellency by laboratory burning of four northern Rocky Mountain forest soils*. Journal of Hydrology. 231-232, pp. 207-219.
159. RODRIGUES, R. M. S. C. O. (2004) – *Construções antigas de madeira: experiência de obra e reforço estrutura*”. Dissertação apresentada à Universidade do Minho, para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil.
160. ROLLIN, C., QUIOT, F., DENYS, S., BUREAU, J. (2005) – *Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques. Guide méthodologique. Acquisition des données d'entrée des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines*. Rapport d'étude n° 6644 – DESP – R01, Etude elaboré par le INERIS pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable. France.
161. RUTLEDGE, A., DANIEL, C. (1994) – *Testing an automated method to estimate ground-water recharge from streamflow records*. Ground Water. Vol. 32, pp. 180-189.
162. TUJEIRA, R., QUINTA-NOVA, L., FERNANDEZ, P. (2007) – *Caracterização e análise do coberto vegetal lenhoso e o seu contributo para a produção de cinzas resultantes de incêndios florestais*. Workshop “Estratégias e Respostas para Minimizar o Efeito do Impacte dos Fogos Florestais na Quantidade e Qualidade da Água”. Dezembro, Lisboa, LNEC.
163. SANDER, L. C. , WISE S. A. (1997) – *Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Structure Index. NIST Special Publication 922. United States Department of Commerce. Technology Administration. National Institute of Standards and Technology*. In: <http://ois.nist.gov/pah/pages/front.pdf>
164. SANTOS, F., MIRANDA, P. (2006) – *Alterações Climáticas em Portugal. Cenários, Impactos e Medidas de Adaptação – Projecto SIAM II*. Gradiva. Lisboa. ISBN: 989-616-081-3.
165. SCHAUER, J. J., KLEEMAN, M. J., SIMONEIT, B. R. T. (2001) – *Measurement of Emissions from air pollution sources. 3. C1 – C29 organic compounds from fireplaces combustion of wood*”. Environ. Sci. Technol. Vol. 35, N° 9, pp. 1716-1728.
166. SCHINDLER, D. (1980) – *Effects of a windstorm and forest fire on chemical losses from forested watersheds and on the quality of receiving streams*. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. Vol. 37, pp. 328-334.

167. SCHRÖTER, D., CRAMER, M., METZGER, M., ATEAM CONSORTIUM (2004) – *Advanced Terrestrial Ecosystem Analysis and Modelling*. Final Report. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK). Potsdam, Germany.
168. SCOTT, D., VERSFELD, D., LESCH, W. (1998) – *Erosion and sediment yield in relation to afforestation and fire in the mountains of the Western Cape Province, South Africa*. South African Geographical Journal. Vol. 80, pp. 52-59.
169. SHAKESBY, R., COELHO, C., FERREIRA, A., TERRY, J., WALSH., R. (1993) – *Wildfire impacts on soil erosion and hydrology in wet mediterranean forest, Portugal*. International Journal Wildland Fire. Vol. 3, pp. 95-110.
170. SHAKESBY, R., COELHO, FERREIRA, A., TERRY, J., WALSH, R. (1994) – *Fire, post-burn land management practice and soil erosion response curves in eucalyptus and pine forests, north-central Portugal*. In: M., Sala, J. Rubio (eds.), *Soil Erosion and degradation as a consequence of forest fires*, Geoforma Ediciones. Logroño. Spain.
171. SHAKESBY, R., BOAKES, D., COELHO, C., GONÇALVES, A., WALSH, R. (1996) – *Limiting the soil degradational impacts of wildfire in pine and eucalyptus forest, Portugal: comparison of alternative post-fire management practices*. Applied Geography. Vol. 16, pp. 337-356.
172. SHAKESBY, R., COELHO, C., FERREIRA, A., WALSH, R. (2002) – *Ground-level changes after wildfire and ploughing in eucalyptus and pine forests, Portugal: Implications for soil microtopographical development and soil longevity*. Land Degradation & Development. Vol. 13, pp. 111-127.
173. SHAKESBY, R., DOERR, S. (2006) – *Wildfire as a hydrological and geomorphological agent*. Earth-Science Reviews. Vol. 74, pp. 269-307.
174. SHAKESBY, R., WALLBRINK, P., DOERR, S., ENGLISH, P., CHAFER, C., HUMPHREYS, G., BLAKE, W., TOMKINS, K. (2007) – *Distinctiveness of wildfire effects on soil erosion in south-east Australian eucalypt forests assessed in a global context*. Forest Ecology and Management. Vol. 238, pp. 347-364.
175. SHIRMOHAMMADI, A., KNISEL, W., SHERIDAN, J. (1984) – *An approximate method for partitioning daily streamflow data*. Journal of Hydrology. Vol. 74, pp. 335-354.
176. SOARES, A. (2000) – *Geoestatística para as Ciências da Terra e do Ambiente*. IST Press, Lisboa, Portugal.

177. SOARES, P., TOMÉ, M. (2004) – *Analysis of the effectiveness of biomass expansion factors to estimate stand biomass*. In: Hasenauer, H., Makela, A. (eds). "Modeling Forest Production" Proceedings of the Conference, Vienna, 19-21 April, Department of Forest and Soil Sciences, BOKU University of Natural Resources and Applied Life Sciences, pp. 368-374.
178. SOLER, M., SALA, M., GALLART, F. (1994) – *Post fire evolution of runoff and erosion during an eighteen month period*. In: M., Sala, J. Rubio (eds.), *Soil Erosion and degradation as a consequence of forest fires*, Geofoma Ediciones. Logroño. Spain.
179. SOTO, B., BASANTA, R., BENITO, E., PERES, R., DÍAZ-FIERROS, F. (1994) – *Runoff and erosion from burnt soils in Northwest Spain*. In: M., Sala, J. Rubio (eds.), *Soil Erosion and degradation as a consequence of forest fires*, Geofoma Ediciones. Logroño. Spain.
180. SOTO, B., DÍAZ-FIERROS, F. (1998) – *Runoff and soil erosion from aéreas of burnt scrub: a comparison of experimental results with those predicted by the Wepp model*. *Catena*. Vol. 31, pp. 257-270.
181. STATHEROPOULOS, M., GOLDAMMER, J. G. (2007) – *Vegetation Fire Smoke: Nature, Impacts and Policies to Reduce Negative Consequences on Humans and the Environment*. A Publication of the Council of Europe as a contribution to the 4th International Wildland Fire Conference. Sevilla, Spain, 13-17 May 2007.
182. STEINHAEUER, M. S., BOEHM, P. D. (1992) – *The composition and Distribution of Saturated and Aromatic Hydrocarbons in Nearshore Sediments, River Sediments, and Coastal Peat of the Alaskan Beaufort Sea: Implications for Detecting Antropogenic Hydrocarbon Inputs*. *Marine Environmental Research*, Vol. 33(4), pp. 223-253. In: <http://www.springerlink.com/content/w23pn22g51667wv8/>
183. STOTTLEMYER, R. (1987) – *Ecosystem nutrient release from a large fire, Yellowstone National Park*. In 9th Conference on Fire and Forest Meteorology. American Meteorological Society. Boston.
184. SWANSON, F. (1981) – *Fire and geomorphic processes*. U.S. Forest Service General Technical Report WO-26. pp. 401-420.

185. TAVARES, A. P. M. (2006) – *Produção de lacase para potencial aplicação como oxidante na indústria papeleira*. Tese apresentada à Universidade de Aveiro para obtenção do grau de Doutor em Engenharia Química. Departamento de Química da Universidade de Aveiro, 2006.
186. TAYLOR, S., FENG, X., WILLIAMS, M., MCNAMARA, J. (2002) – *How isotopic fractionation of snowmelt affects hydrograph separation*. Hydrological Processes. Vol. 16, pp. 3683-3690.
187. TER BRAAK, C. J. F., SMILAUER, P. (1997) – *Canoco for Windows - Version 4.02*. Centre for Biometry Wageningen. CPRO-DLO. Wageningen.
188. TERRY, J., SHAKESBY, R. (1993) – *Soil water repellency effects on rainsplash: simulated rainfall and photographic evidence*. Earth Surface Processes and Landforms. Vol. 18, pp. 519-525.
189. TSAI, N. Y. (2000) – *The emissions and effects of global biomass burning: a study of the 1998 siberian boreal forest fires*. In: <https://environment.uchicago.edu/studies/thesis/papers/nancy.pdf>.
190. TSCHAPEK, M. (1984) – *Criteria for determining the hydrophilicity-hydrophobicity of soils*. Zeitschrift für Pflanzenernaehrung und Bodenkunde. Vol. 147, pp. 137-149.
191. TUJEIRA, R. QUINTA-NOVA, L., FERNANDEZ, P. (2007) – *Caracterização e análise do coberto vegetal lenhoso e o seu contributo para a produção de cinzas resultants de incêndios florestais*. Workshop “Estratégias e Respostas para Minimizar o Efeito do Impacte dos Fogos Florestais na Quantidade e Qualidade da Água”. Dezembro, Lisboa, LNEC.
192. TYRREL, R. R. (1981) – *Memo, Panorama burn rehabilitation*. Unpublished report on file at: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, San Bernardino National Forest, CA. pp. 16. In: Peter R. Robichaud, Jan L. Beyers, Daniel G. Neary, Evaluating the Effectiveness Of Postfire Rehabilitation Treatments, Report RMRS-GTR-63, September 2000. In: http://www.fs.fed.us/psw/publications/robichaud/psw_2000_robichaud000.pdf.
193. USACE (1998) – *Engineering and Design: Runoff from Snowmelt*. Manual EM 1110-2-1406. U.S. Army Corps of Engineers, pp. 142. In: <http://www.usace.army.mil/publications/eng-manuals/em1110-2-1406/toc.htm>.

194. USDA (2000) – Environmental effects of postfire logging: literature review and annotated bibliography. *United States Department of Agriculture, Forest Service, Research Paper PNW-GTR-486*, Pacific Northwest Forest and Range Experimental Station. Portland. Oregon.
195. USGS – UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (2004) – *Hydrologic effects of the 1988 Galena Fire, Black Hills Area, South Dakota*. Water-Resources Investigations Report 03-4323. Rapid City. South Dakota. USA.
196. USGS (2007) – *Hydrologic and Erosion Responses of Burned Watersheds*. In: http://www.brr.cr.usgs.gov/projects/Burned_Watersheds/.
197. VAN DAM, J., HENDRICKX, J., VAN OMMEN, H., BAMBICK, M., VAN GENUCHTEN, M., DEKKER, L. (1990) – *Water and solute movement in a coarse-textured water repellent field soil*. *Journal of Hydrology*. Vol. 120, pp. 359-379.
198. VASCONCELLOS, P. C., ARTAXO, P. E., CICCIOLI, P., CECINATO, A., BRANCALEONI, E., FRATTONI, M. (1998) – *Determinação dos hidrocarbonetos saturados e policíclicos aromáticos presentes no material particulado da atmosfera amazônica*. *Química Nova*. Vol. 21(4).
199. VEGA, J., DÍAZ-FIERROS, F. (1987) – *Wildfire effects on soil erosion*. *Ecologia Mediterranea*. Vol. 13, pp. 119-125.
200. VEIGA, I. G. (2003) – *Avaliação da origem dos hidrocarbonetos em sedimentos superficiais de manguezais da região norte da Baía de Todos os Santos/Bahia*. Dissertação apresentada ao Centro de Ciência e Tecnologia da Universidade Estadual do Norte Fluminense para obtenção do título de Mestre em Engenharia de Reservatório e Exploração de Petróleo, Brasil.
201. VERMEULEN, H., LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M. (1993) – *A method for estimating aquifer recharge in DRASTIC vulnerability mapping*. Comunicação apresentada ao seminário “Águas Subterrâneas e Ambiente”, APRH, Lisboa, Maio.
202. VERMEULEN, H., LOBO FERREIRA, J. P., OLIVEIRA, M. M. (1994) – *A method for estimating aquifer recharge in DRASTIC vulnerability mapping*. In *Advances in Water Resources Technology and Management* (Ed. G. Tsakiris e M. A. Santos), Rotterdam, Balkema, “Proceedings of the Second European Conference on Advances in Water Resources Technology and Management”, organizado por *European Water Resources Association* em Lisboa, LNEC, Julho.

203. VERTESSY, R., WATSON, F., O'SULLIVAN, S. (2001) – *Factors determining relations between stand age and catchment water balance in mountain ash forests*. Forest Ecology and Management. Vol. 143, pp. 13-26.
204. VIEGAS, X. D., REIS, M. R., CRUZ, M. G., VIEGAS, M. T. (2004) – *Calibração do Sistema Canadano de Perigo de Incêndio para Aplicação em Portugal*. Silva Lusitana Vol. 12(1), pp. 77-93. In: www.scielo.oces.mctes.pt/pdf/slul/v12n1/12n1a07.pdf.
205. VIEIRA, G. T. (2004) – *Geomorfologia dos planaltos e altos vales da Serra da Estrela. Ambientes frios do Plistocénico Superior e dinâmica actual*. Tese de Doutoramento, Universidade de Lisboa.
206. VIEIRA, G.T., MORA, C. (1998) – *General characteristics of the climate of the Serra da Estrela*, in Glacial and Periglacial Geomorphology of the Serra da Estrela. Guidebook for the field-trip, IGU Commission on Climate Change and Periglacial Environments. Vieira, G.T. (ed.), CEG e Departamentod e Goegrafia, Universidade de Lisboa, pp. 26-36.
207. VIONE, D., BARRA, S., GENNARO, G., RIENZO, M., GILARDONI, S., PERRONE, M.G., POZZOLI, L. (2004) – *Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the atmosphere: monitoring, sources, sinks and fate, II: sinks and fate*. Annalles of Chimie. (Rome). Vol. 94, pp. 17-32.
208. WALSH, R., BOAKES, D., COELHO, C., GONÇALVES, A., SHAKESBY, R., THOMAS, A. (1994) – *Impact of fire-induced water repellency and post-fire forest litter on overland flow in northern and central Portugal*. In: Proceedings of the Second International Conference on Forest Fire Research. Coimbra, Novembro 1994. Vol II, pp. 1149-1159.
209. WALSH, R., COELHO, C., ELMES, A., FERREIRA, A., GONÇALVES, A., SHAKESBY, R., TERNAN, J., WILLIAMS, A. (1998) – *Rainfall Simulation plot experiments as a tool in overland flow and soil erosion assessment, north-central Portugal*. GeoÖkoDynamik. Vol. 19, pp. 139-152.
210. WHITE, W., WELLS, S. (1979) – *Forest-fire devegetation and drainage basin adjustments in mountainous terrain*. In: R. Rhodes, G. Williams (eds), *Adjustments to Fluvial Systems*. Kendall/Hunt Publishers. pp. 199-223.

211. WHITE, W., WELLS, S. (1982) – *Forest-fire devegetation and drainage basin adjustments in mountainous terrain*. In: D. Rhodes, G. Williams (eds), *Adjustments of the Fluvial System*. Proceedings of the 10th Geomorphology Symposium. Binghamton. Allen and Unwin. New York. pp. 199-223.
212. YARROW, M., OLIVEIRA, M. M. (2006) – *ECOMANAGE - Integrated Ecological Coastal Zone Management System. Deliverables 2.6 & 2.8 - CHILE. D2.6 – SIG mapping of hydrogeologic parameters, including groundwater recharge assessment and vulnerability to pollution & D2.8 – Groundwater flow and transport components of the global estuary model*. LNEC, Relatório 379/2006 – NAS, Lisboa, pp. 42.
213. YORK, C. (1993) – *A questionnaire survey of dry patch on golf courses in the United Kingdom*. Journal of Sports Turf Research. Vol. 69, pp. 20-26.
214. YUNKER, M. B., MACDONALD, R. W., VINGARZAN, R., MITCHELL, R. H., GOYETTE, D., SYLVESTRE, S. (2002) – *PAHs in the raser river basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition*". Organic Geochemistry. Vol. 33, pp. 489-515. In: http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&udi=B6V7P-44YWMDM1&user=2513107&rdoc=1&fmt=&orig=search&sort=d&view=c&acct=C000057701&version=1&urlVersion=0&userid=2513107&md5=bb96c9ec460c3b8845bdf6f3205ce.3b5.
215. ZISMAN, W. (1964) – *Relation of the equilibrium contact angle to liquid and soil constitution*. In: R. Gould (Editor), American Chemical Society. Advances in Chemistry Series. Vol. 43, pp. 1-51.
216. ZHOU, J.L.; MASKAOUI, K. (2003) – *"Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in water and surface sediments from Daya Bay, China"*. Environmental Pollution 121 (2003) 269-281. In: www.elsevier.com/locate/envpol.

Outros web sites e documentação analisada:

1. www.interscience.wiley.com.
2. http://pubs.acs.org/cgi-bin/abstract.cgi/esthag/1988/22/i03/f-pdf/f_es00168a013.pdf?sessid=596.
3. http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/appd_a.pdf.
4. <http://ec.europa.eu/environment/soil/index.htm>.
5. <http://www2.ademe.fr/servlet/getDoc?cid=96&m=3&id=40439&p1=00&p2=11&ref=17597>.
6. <http://www.cafebabel.com/es/article.asp?T=A&Id=2525>.
7. <http://www.crid.or.cr/digitalizacion/pdf/spa/doc14513/doc14513-2.pdf>.

8. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/es/com/2003/com2003_0332es01.pdf.
9. http://www.irradiare.biz/docs_5eures/20061026_BiomassaCaracteristicasEUtilizacao.pdf.
10. <http://www.univ-ab.pt/formacao/sehit/curso/incendios/uni1/fogo2.html>.
11. <http://sapadoresdecoimbra.no.sapo.pt/O%20FOGO.htm#1.%20-%20O%20FOGO>.
12. <http://www.naturlink.pt/canais/Artigo.asp?iArtigo=9451&iLingua=1>.
13. <http://www.demec.ufmg.br/disciplinas/ema003/solidos/madeira/secund.htm>.
14. <http://www.p2pays.org/ref/07/06429.pdf>.
15. <http://www.ppe.ufrj.br/ppes/production/tesis/exavier.pdf>.
16. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/108061190/PDFSTART>.
17. <http://www.crid.or.cr/digitalizacion/pdf/spa/doc14513/doc14513-2.pdf>.
18. <http://www.interscience.wiley.com>.
19. <http://pubs.acs.org/cgi-bin/abstract.cgi/esthag/1988/22/i03/fpdf/es00168a013.pdf?se ssid=596>.
20. http://www.epa.gov/superfund/resources/soil/part_2.pdf.
21. http://www.maxwell.lambda.ele.pucrio.br/cgi-bin/PRG_0599.EXE/9446_5.PDF?NrOco Sis=29288&CdLinPrg=pt.
22. http://www.sciencedirect.com/science?_ob=MImg&_imagekey=B6VH3-4H27CDB-2-B&_cdi=6055&_user=2513107&_orig=search&_coverDate=11%2F30%2F2005&_sk=999609964&_view=c&_wchp=dGLzVlz-zSkWA&_md5=407f353aa388b93430df569fca2a1f25&_ie=/sdarticle.pdf.
23. <http://www.ppgecologia.biologia.ufrj.br/oecologia/index.php/oecologiabrasiliensis/article/view/133/101>.
24. http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V6N-44YDH85-K&_user=2513107&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_view=c&_acct=C000057701&_version=1&_urlVersion=0&_userid=2513107&_md5=68ae378a8ad996b1566b06148e429eb7.
25. ftp://ftp-fc.sc.egov.usda.gov/CA/programs/EWP/2007/SQI/SHydrophobic_soils.pdf.
26. <http://ag.arizona.edu/OALS/ALN/aln54/rackham.html>.
27. <http://books.google.com/books?hl=pt-PT&lr=&id=vLghMcz3FIUC&oi=fnd&pg=PA85&dq=mitigation+strategies+for+water+quality+after+a+fire&ots=-8yuTCZhWe&sig=6KMK6KFFXduxow6wBlfoK RvnZ5g#PPA86.M1>.
28. <http://idahodocs.cdmhost.com/cgi-bin/showfile.exe?CISOROOT=/p4012coll3&CISO PTR=278&filename=279.pdf#search=%22County%22>.
29. <http://pubs.usgs.gov/fs/2006/3015/2006-3015.pdf>.
30. http://watershed.org/news/win_00/2_hillslope_fire.htm.
31. <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/abstract/112584936/ABSTRACT?CRETRY=1&SRETRY=0>.
32. http://www.ars.usda.gov/research/projects/projects.htm?ACCN_NO=406982&showpars=true&fy=2005.
33. <http://www.cadip.org/volunteer-in-italy.htm>.
34. <http://www.colorado.edu/news/releases/2002/328.html>.
35. <http://www.csiro.au/news/BushfireImpact.html>.
36. http://www.fire.uni-freiburg.de/course/coursere/gr_coure_1.htm.
37. <http://www.floridadisaster.org/bpr/EMTOOLS/wildfire/gwfrmrcreport/Final%20Prevention-Mitigation.doc>.

38. http://www.fs.fed.us/rm/pubs/rmrs_gtr042_4.pdf.
39. <http://www.fs.fed.us/psw/publications/4403/Management.pdf>.
40. http://www.fs.fed.us/r5/lbmu/documents/angora-fire/Angora_MultiAgency_Rest_Plan.pdf.
41. <http://www.geo.unizh.ch/rsl/research/SARLab/spread/>.
42. http://www.nps.gov/fire/fire/fir_baer.cfm.
43. http://www.phoenix-efi.org/uploads/EUFIRELAB_D04-08_traducao.pdf.
44. http://www.pr.state.az.us/partnerships/trails/trails_wrap_up/Trails_2007_04_Arizona_Wildfires.ppt.
45. http://www.sciencedirect.com/science?ob=ArticleURL&_udi=B6T6X-4J2W0FS-2&_user=2513107&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_view=c&_acct=C000057701&_version=1&_urlVersion=0&_userid=2513107&_md5=5ae31a39f94728a91ba18f20bb0b3faf.
46. http://www.sciencedirect.com/science?_ob=ArticleURL&_udi=B6V74-4GMGW6F-1&_user=2513107&_rdoc=1&_fmt=&_orig=search&_sort=d&_view=c&_acct=C000057701&_version=1&_urlVersion=0&_userid=2513107&_md5=2241906dd89d45376d6cde0008fb4e87.
47. <http://www.sdcountyrecovery.com/bwa.html>.
48. http://www.sdfnr.org/docs/Beyers_PostfireSeedingNativePlants_ConsBiol_aug04.pdf.
49. http://www.sdfnr.org/docs/SDFRNmtgs/SDFRN_PostFireErosionSeeding_NotesMtg_6nov07.doc.
50. http://www.sdfnr.org/docs/ThirdIntlFireCongress_Nov06/Wohlgemuth.pdf.
51. <http://www.springerlink.com/content/p267288gm4750558/fulltext.pdf>.
52. <http://www.srs.fs.usda.gov/sustain/draft/aqua3/aqua3.pdf>.
53. http://www.vdem.state.va.us/library/plans/mitigateplans/WestPiedmont/11AppendixD_final.pdf.
54. http://www.wildfirelessons.net/documents/Scratchline_Issue15_1.pdf.

ANEXOS

Anexo I - Classificação da severidade proposta por Parsons (2003) no âmbito do programa Norte-Americano BAER, em função das características do solo e do consumo de combustível.

Classe de Severidade	Substrato resíduos/manta morta	Vegetação sub-bosque/arbustos/ forrageiras herbáceas	Informação Acessória Estrato Dominante-Coníferas
Não Ardida	Não ardido	Não ardido	Inexistência de mortalidade causada pelo fogo; a copa do arvoredo apresenta-se inalterável
Baixa	Constituição mineral inalterada; resíduos carbonizados ou parcialmente consumidos; folhas/agulhas com estrutura queimada mas reconhecível	Folhagem e ramos de menor dimensão (<1/4") parcialmente consumidos; gramíneas consumidas na totalidade; cinzas de cor preta ou cinzenta;	Ligeira possibilidade de mortalidade, mas geralmente abaixo dos 10%; as copas das árvores podem apresentar alguma mortalidade individualizada ou pequenas bolsas (agulhas castanhas ou ramos pretos)
Moderada	Aquecimento moderado do solo; existência no solo de algum carvão vegetal; estrutura do solo intacta; resíduos carbonizados; manta morta e resíduos lenhosos parcialmente consumidos; raízes e rizomas queimados estão usualmente presentes; possibilidade da existência de permeabilidade reduzida em alguma da área	Folhagem, ramos e caules de menor dimensão (1/4" a 3/4") consumidos; raízes intactas; copa da vegetação arbustiva consumida.	Mortalidade do arvoredo aleatória e dispersa; sementes usualmente consumidas; árvores de maior dimensão são normalmente mortas, retendo contudo ramos isentos de queima; em zonas densamente povoadas a área não é normalmente dominada por ramos queimados; características específicas para esta classe devem ser definidas e a percentagem de mortalidade devem ser definidas para cada fogo, na medida em que estas podem variar de acordo com o ecossistema

Classe de Severidade	Substrato resíduos/manta morta	Vegetação sub-bosque/arbustos/ forrageiras herbáceas	Informação Acessória Estrato Dominante-Coníferas
Alta	Elevado aquecimento do solo; existência de matéria carbonizada em profundidade; resíduos e manta morta consumidos originando cinzas muito finas, de espessura superior a 1" e de cor cinza ou branca; superfície do solo visivelmente alterada, muitas vezes escurecida ou avermelhada e isenta de estrutura; remoção da totalidade da matéria orgânica; raízes e rizomas podem ser consumidos; permeabilidade reduzida através da formação de uma camada repelente forte e/ou espessa de água, em quase toda a área ardida; massa de combustível completamente consumida ou perto dessa situação	Todos os constituintes da vegetação são consumidos, incluindo os de dimensão superior a 3/4"	Geralmente 80 a 100% de mortalidade arbórea; árvores no estado de bastio e de maior dimensão encontram-se queimadas, apresentando a casca carbonizada e ausência de agulhas ou folhas. Alguns indivíduos ou pequenas bolsas de árvores podem remanescer não sendo todavia dominantes.

Anexo II – Valores de área ardida e número de ocorrências, por distrito do país, para o período de 1980-2005 (Fonte: DGRF, 2007a)

Distrito	Área ardida		N.º de Ocorrências	
	Total (ha)	%	Total	%
Aveiro	98.363	3,23	32.426	6,93
Beja	50.568	1,66	2.160	0,46
Braga	103.375	3,39	59.695	12,76
Bragança	154.766	5,08	14.667	3,14
Castelo Branco	324.868	10,66	15.360	3,28
Coimbra	271.279	8,91	16.799	3,59
Évora	27.597	0,91	1.682	0,36
Faro	152.921	5,02	6.876	1,47
Guarda	509.122	16,71	30.492	6,52
Leiria	123.804	4,06	15.930	3,41
Lisboa	46.724	1,53	34.731	7,43
Portalegre	89.288	2,93	2.361	0,50
Porto	134.312	4,41	100.959	21,59
Santarém	237.734	7,80	15.704	3,36
Setúbal	23.754	0,78	10.884	2,33
Viana do Castelo	144.964	4,76	28.160	6,02
Vila Real	245.183	8,05	31.927	6,83
Viseu	307.677	10,10	46.899	10,03
Total	3.046.298	100,00	467.712	100,00

Anexo III – Respostas físicas de diferentes bacias hidrográficas ao fogo, citadas na literatura (Fonte: Gresswell, 1999).

Response and source	Fire size (type) ^a	Spatial scale	Time scale	Location ^b	Comments
Hydrologic responses					
Channel morphology					
La Point et al. (1983)	26,000 ha (wf)	11 streams (290–29,880 ha) (order 1–5)	3 years	Middle Fork Salmon River, ID	Episodic storm events influence stream substrate
Roby (1989)	800 ha (wf)	1 stream (825 ha)	6 years	Plumas National Forest, CA	Channel cross sections revealed slight widening 1 year postfire; substantial widening and deepening 3 years postfire; channel profile was similar to prefire after 6 years
Minshall et al. (1990)	26,000 ha (wf)	1 stream (10,900 ha) (order 4–5; 2 sites)	10 years	Middle Fork Salmon River, ID	Channel alterations continuing after 10 years
Jones et al. (1993)	322,000 ha (wf)	6 streams (25,200–116,500 ha) (order 4–6)	3 years	Yellowstone NP	Little change in channel morphology; stream banks remained stable
Bozeck and Young (1994)	562,000 ha (wf)	2 streams (4,946–6,423 ha)	2 years	North Fork Shoshone River, WY	Channel alterations caused by debris and mud jams
Meyer et al. (1995)	292,000 ha ^c (wf)	3 streams (25,600–75,200 ha) (order 4–5)	Long-term	Yellowstone NP	Relatively minor climate changes during the late Holocene have had significant effects on fire regime and alluvial processes in the study streams
Minshall et al. (1997)	292,000 ha ^c (wf)	20 streams (140–18,000) (order 1–4; 20 sites)	5 years	Yellowstone NP	Cutting and filling related to postfire runoff events greatest in higher gradient streams
Erosion					
Lotspeich et al. (1970)	101,000 ha ^d (wf)	4 streams (9 sites)	1 year	Dennison River, AK	Only evidence of increased erosion was in fire trails
DeByle and Packer (1972)	65 plots, 4–23 ha ^d (sb)	2 streams (24 plots)	7 years	Western Montana	Increased erosion related to localized intense summer precipitation events; greatest for 2 years following logging and burning; roads and firebreaks had much greater potential of producing overland flow
Helvey (1980)	48,600 ha ^d (wf)	3 streams (473–564 ha ^c)	9 years	Entiat Experimental Forest, WA	Postfire increases in erosion; results affected by salvage logging
White (1996)	Unknown (wf)	7 basins (0.1–0.41 ha)	15 years	Bandelier National Monument, NM	Increased erosion 3 years postfire; sediment delivery ceased in most basins 15 years postfire
Organic matter					
McIntyre and Minshall (1996)	400,000 ha (wf)	5 streams (200–1,090 ha) (order 1; 5 sites)	2 years	Yellowstone NP	Short-term reduction in coarse particulate organic matter in streams of burned watersheds

Response and source	Fire size (type) ^a	Spatial scale	Time scale	Location ^b	Comments
Sedimentation					
Helvey (1980)	48,600 ha ^d (wf)	3 streams (473–564 ha ^c)	9 years	Entiat Experimental Forest, WA	Postfire increases in sedimentation; results affected by salvage logging; debris torrents occurred in association with intense rainstorms
Swanson (1981)	NA	NA	NA	North America	Fire-related sediment yield determined by fire regime and geomorphic sensitivity
Meyer et al. (1992)	292,000 ha ^c (wf)	2 streams (25,600–57,000 ha) (order 4–5)	Long-term	Yellowstone NP	Fire-related sedimentation was most active during centennial-scale drought-dominated periods
Beaty (1994)	NA (wf)	1 stream (170 ha; order 2)	8 years	Experimental Lakes Area, ON	Bedload increased 20-fold initially; recovery in 5–6 years; particle size increased with time; effects following a second fire (6 years after the first) were not as great and were short-lived
Meyer et al. (1995)	292,000 ha ^c (wf)	3 streams (25,600–75,200 ha) (order 4–5)	Long-term	Yellowstone NP	In one watershed, 30% of late Holocene fan alluvium was fire related
Troendle and Bevenger (1996)	48,000 ha (wf)	2 streams (4,950–6,680 ha)	3 years	North Fork Shoshone River, WY	Sediment concentration and total suspended load increased in burned watershed
Minshall et al. (1997)	292,000 ha ^c (wf)	20 streams (140–18,000 ha) (order 1–4; 20 sites)	5 years	Yellowstone NP	Increased substrate embeddedness
Water yield					
Helvey (1972)	48,600 ha ^d (wf)	3 streams (473–564 ha ^c)	1 year	Entiat Experimental Forest, WA	Yield increase due to loss of riparian vegetation
Albin (1979)	481–506 ha (2 wf)	2 streams (2,120–3,930 ha) (7 sites)	35 years	Yellowstone NP	Increased yield and greater seasonal fluctuation in burned watershed
Helvey (1980)	48,600 ha ^d (wf)	1 stream (564 ha ^c)	9 years	Entiat Experimental Forest, WA	Increased yields for 7 years
Schindler et al. (1980)	1,457 ha (wf)	2 streams (63–170 ha)	6 years	Experimental Lakes Area, ON	Increased yields for 3 years
Tarapchak and Wright (1986)	5,900 ha (wf)	(29–40 ha)	2 years	Boundary Waters Canoe Area, MN	Increase in discharge of tributary streams
Stottlemyer (1987)	4,200 ha (wf)	1 stream (3,535 ha) (order 2–3; 4 sites)	3 years	Heart Lake, Yellowstone NP	Pronounced increase in discharge of streams
Troendle and Bevenger (1996)	48,000 ha (wf)	2 streams (4,950–6,680 ha)	3 years	North Fork Shoshone River, WY	Yield increased in burned watershed
Woody debris					
Swanson and Lienkaemper (1978)	NA	4 streams	Long-term	Cascade Range, OR	Dominance of prefire and postfire woody debris in streams gradually changed through time
Minshall et al. (1990)	26,000 ha (wf)	1 stream (10,900 ha) (order 4–5; 2 sites)	10 years	Middle Fork Salmon River, ID	Initial decrease in woody debris; down trees appearing by year 4; debris jams by year 10
Young (1994)	48,000 ha (wf)	2 streams (4,950–6,680 ha)	2 years	North Fork Shoshone River, WY	Woody debris transport increased in burned watershed after fire

Response and source	Fire size (type) ^a	Spatial scale	Time scale	Location ^b	Comments
Reeves et al. (1995)	NA (wf)	3 streams (1,400–1,800 ha)	Long-term	Coast Range, OR	Woody debris increased with time since disturbance (90 to >350 years)
Minshall et al. (1997)	292,000 ha ^c (wf)	20 streams (140–18,000 ha) (order 1–4; 20 sites)	5 years	Yellowstone NP	More woody debris at burned sites than reference sites; retention dynamics were altered at burned sites
Hydrophobicity McNabb et al. (1989)	NA (sb)	8 plots (0.25 ha each)	5 months	Siskiyou Range, OR	Water repellency increased, and infiltration rate decreased; changes were neither large or long lasting
Nonhydrologic physical responses					
Water temperature Cushing and Olson (1963)	165 m section (eb)	1 stream (1 site)	30 min	Hanford Reservation, WA	Rapid temperature increase; observed fish mortalities attributed pH change
Hall and Lantz (1969)	71 ha (sb)	1 stream (71 ha)	During fire	Coast Range, OR	Rapid increase from 13–28°C; fish mortalities where fire was most intense
Helvey (1972)	48,600 ha ^d (wf)	3 streams (473–564 ha ^c)	1 year	Entiat Experimental Forest, WA	Water temperature increased (up to 5.5°C) during summer; no detectable change during winter
Helvey et al. (1976)	48,600 ha ^d (wf)	3 streams (473–564 ha ^c)	3 years	Entiat Experimental Forest, WA	Water temperature increased (up to 5.5°C) with increased insolation but never exceeded 16.7°C
Albin (1979)	200 ha (wf)	2 streams (order 1–2)	3 months	Yellowstone NP	Highest temperature recorded in streams during or after the fire was 12°C
Albin (1979)	481–506 ha (2 wf)	2 streams (2,120–3,930 ha) (7 sites)	35 years	Yellowstone NP	Summer water temperatures averaged approximately 1.5°C higher in burned watershed
Feller (1981)	NA (sb)	1 stream	13 hours	British Columbia	Water temperature increased from 3.3°C within 6 h of a slash burn; after 13 h, water temperatures had returned to near prefire levels
Amaranthus et al. (1989)	40,000 ha (wf)	3 streams (order 1)	1 year	Grants Pass, OR	Increased direct insolation and water temperature; change negligible downstream
Minshall et al. (1997)	292,000 ha ^c (wf)	20 streams (140–18,000 ha) (order 1–4; 20 sites)	5 years	Yellowstone NP	Maximum water temperatures were higher at burned sites (often >20°C) than reference sites

^a Fire types: eb = experimental burn; sb = slash burn; wf = wildfire.

^b Location abbreviations: AK = Alaska; CA = California; ID = Idaho; MN = Minnesota; NM = New Mexico; NP = National Park; ON = Ontario; OR = Oregon; WA = Washington; WY = Wyoming.

^c Areal estimate from Turner and Romme (1994).

^d Areal estimates changed from acres to hectares.

Anexo IV – Espécies de vegetação associadas à existência de condições hidrofóbicas do solo (Fonte: Doerr et al., 2000).

Espécie	Autor(es)
<i>Acacia mearnsii</i>	Scott (1992)
<i>Adenostoma fasciculatum</i>	DeBano (1969)
<i>Adenostoma sparcifolium</i>	Holzhey (1969)
<i>Agrostis spp.</i>	Wilkinson and Miller (1978)
<i>Arctostaphylos spp.</i>	Holzhey (1969)
<i>Banksia speciosa</i>	Moore and Blackwell (1998)
<i>Calluna Vulgaris</i>	Mallik and Rahman (1985)
<i>Chamaecystitis proliferus</i>	Carter <i>et al.</i> (1994)
<i>Chamaespartium spp.</i>	Richardson and Hole (1978)
<i>Chrysotamnus spp.</i>	DeBano (1969)
<i>Cistus monspelliensis</i>	Giovannini <i>et al.</i> (1987)
<i>Citrus spp.</i>	Jamison (1942)
<i>Erharta calycina</i>	McGhie and Posner (1981)
<i>Erica arborea</i>	Giovannini <i>et al.</i> (1987)
<i>Eucalyptus astringens</i>	McGhie and Posner (1981)
<i>Eucalyptus globulus</i>	Doerr <i>et al.</i> (1996)
<i>Eucalyptus marginata</i>	Roberts and Carbon (1972)
<i>Eucalyptus patens</i>	Moore and Blackwell (1998)
<i>Hordeum Vulgare</i>	McGhie and Posner (1981)
<i>Juniperus osteosperma</i>	Scholl (1971)
<i>Larix occidentalis</i>	Reeder and Juergensen (1979)
<i>Lupinus cosentinii</i>	Moore and Blackwell (1998)
<i>Medicago sativa</i>	Bond (1964)
<i>Phalaris spp.</i>	Bond (1964)
<i>Phragmites spp.</i>	Berglund and Persson (1996)
<i>Picea engelmannii</i>	DeByle (1973)
<i>Pinus banksiana</i>	Richardson and Hole (1978)
<i>Pinus jeffreyii</i>	Meeuwig (1971)
<i>Pinus monophylla</i>	Holzhey (1969)
<i>Pinus patula</i>	Jaramillo and Herron (1991)
<i>Pinus pinaster</i>	Shakesby <i>et al.</i> (1993)
<i>Pinus radiata</i>	Scott and Van Wyk (1990)
<i>Pinus resinosa</i>	DeByle (1973)

Espécie	Autor(es)
<i>Pinus strobus</i>	Meeuwig (1971)
<i>Populus tremuloides</i>	Reeder and Juergensen (1979)
<i>Pseudotsuga macropora</i>	Holzhey (1969)
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	DeByle (1973)
<i>Quercus ilex</i>	Cerdà <i>et al.</i> (1998)
<i>Quercus suber</i>	Sevink <i>et al.</i> (1989)
<i>Quercus turbinella</i>	Holzhey (1969)
<i>Sphagnum spp.</i>	Berglund and Persson (1996)
<i>Spinifex hisutus</i>	McIntosh and Horne (1994)
<i>Trifolium subterraneum</i>	Roberts and Carbon (1972)
<i>Tsuga canadensis</i>	Richardson and Hole (1978)
<i>Ulex europaeus</i>	Soto <i>et al.</i> (1994)
<i>Vaccinium spp.</i>	Richardson and Hole (1978)

Anexo V – Resultados inerentes às taxas de erosão hídrica em áreas ardidas, obtidos em diversos estudos publicados, com base em medições realizadas a diferentes escalas (Shakesby e Doerr, 2006).

Location	Vegetation	Rainfall ^a (mm)	Fire severity ^b	Slope (°)	Post-fire erosion rate (t ha ⁻¹)	Unburnt erosion rate (t ha ⁻¹)	Notes	Author(s)
(A) Ground height changes								
Arizona, USA	Mixed conifer	n.d.	High	23 33 38	80 226 414	n.d.	Based on steel tape profiles and a bulk density of 1.6 g cm ⁻³	Hendricks and Johnson (1944)
Oregon, USA	Douglas fir	836 ^b	High	18–40	300	n.d.	Steel tape profiles	Sartz (1953)
North-central Portugal	Eucalypt and pine	~800	Medium–high	3–40	27–104	0.005–0.02	Erosion bridge ^c and 16 m ² plots. Measured bulk density of 1.0 g cm ⁻³ used	Shakesby et al. (1994, 2002)
New South Wales, Australia	Eucalypt	953	Medium–high	8	118	n.d.	Erosion bridge ^c . Measured bulk density of 1.0 g cm ⁻³ for surface soil used	Shakesby et al. (in press)
Colorado Front Range, USA	Ponderosa pine and Douglas fir	440	High	n.d.	68 (s.-facing)	0.28	Based on stone pedestals and a bulk density of 1.7 g cm ⁻³	Moody and Martin (2001b)
New Mexico, USA	Mixed conifer	825	High	n.d.	41 (n.-facing)	0.28	Erosion pins	White and Wells (1982)
Arizona, USA	Ponderosa pine	240	High	n.d.	46 ^d 49 ^d	n.d.	Remeasurement of N 1500 points on grass-seeded soil	Rich (1962)
(B) Bounded plots								
San Gabriel Mts, California	Chaparral	773	High	n.d.	197	n.d.	36 m ² plots	Krammes and Osborn (1969)
Galicia, Spain	Pine plantation	1400	n.d.	3–29	15–170	n.d.	20 m ² plots	Díaz-Fierros et al. (1982, 1987)
Galicia, Spain	Gorse scrub	n.d.	n.d.	17	13	0.7	80 m ² plots	Soto et al. (1994), Soto and Díaz-Fierros (1998)
Western Cape Province, South Africa	Pine plantation	~1500	High	16–32	10–26	n.d.	54 m ² plots	Scott and Van Wyk (1990), Scott et al. (1998)
New South Wales, Australia	Eucalypt	~710	Medium	n.d.	2.5–8.0	n.d.	8 m ² plots	Blong et al. (1982)
North-central Portugal	Eucalypt and pine	678 1472	Medium	19–22	0.5–2.2 (yr 1) 3.2–6.6 (yr 2)	n.d.	16 m ² plots	Shakesby et al. (1996)

San Gabriel Mts, California	Chaparral	559 820 1468 495	n.d.	26	19.1 ^d (yr 1) 2.3 ^d (yr 2) 0.7 ^d (yr 3) 0.01 ^d (yr 4)	0.01	80 m ² plots	Wells (1981)
(C) Tracer studies Colorado, USA	Lodgepole pine and spruce-fir	n.d.	High	n.d.	63 ^d	n.d.	Use of ¹³⁴ Cs and fluorescent dye as particle markers to determine soil particle movement	Striffler and Mogren (1971)
(D) Sediment traps New Mexico, USA	Mixed conifer	825	High	12	70	n.d.	Sediment trap collecting from ~92 m ²	White and Wells (1982)
North-east Spain	Pine and scrub	675	High	25	3 (n.-facing)	0.01–0.22	Collecting troughs for 200 m ² areas	Marqués and Mora (1992)
Oregon, USA	Mixed conifer	n.d.	High	31	22 (s.-facing) 2.5	n.d.	Silt fences collecting from areas of 152–636 m ²	Robichaud and Brown (1999)
Idaho, USA	Felled and burnt mixed conifer	n.d.	Medium–high	17 11 27 (mean)	2.2 ^e 1.1 1.3 ^d	0.6	Collecting troughs for 0.97 km ²	Megahan and Molitor (1975)
Washington, USA	Mixed conifer	n.d.	High	19–26	0–1.8 (yr 1) 0–3.6 (yr 2)	n.d.	Collecting troughs draining 26–357m ²	Radek (1996)
Mt Carmel, Israel	Oak and pine	~700	High	n.d.	0.9–3.7 (yr 1) 0.1–0.3 (yr 2) 0.001–0.0008 (yr 3) 0.001–0.0005 (yr 4)	0.00001–0.0006	Collecting troughs for ~200 m ² areas	Inbar et al. (1997)

^a Average annual rainfall in upright font; total rainfall for periods of less than a year over which soil losses were recorded in italic font.

^b An arbitrary classification of fire severity interpreted from authors' own descriptions.

^c See Shakesby (1993).

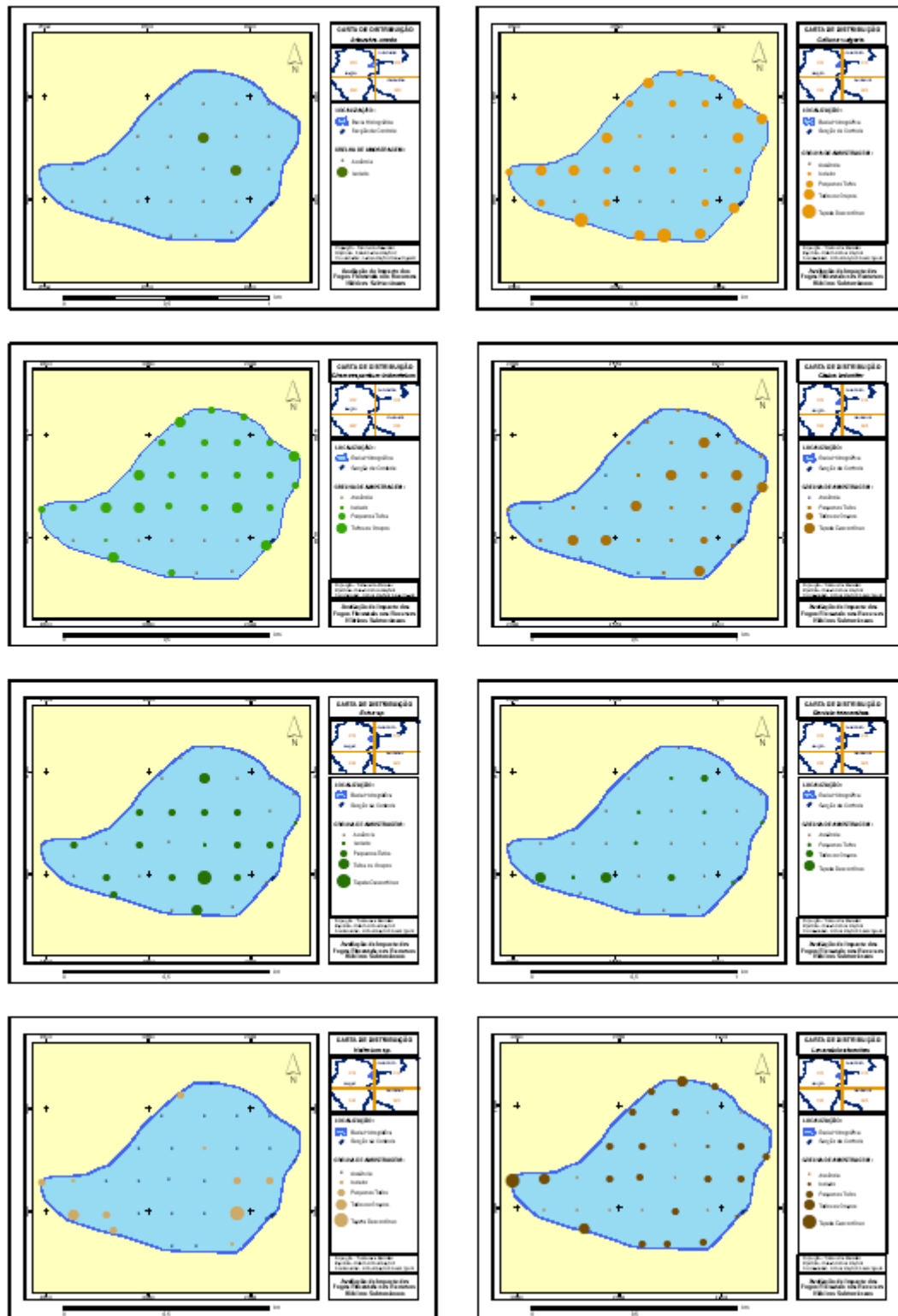
^d A bulk density of 1.0 g cm⁻³ is assumed for this paper.

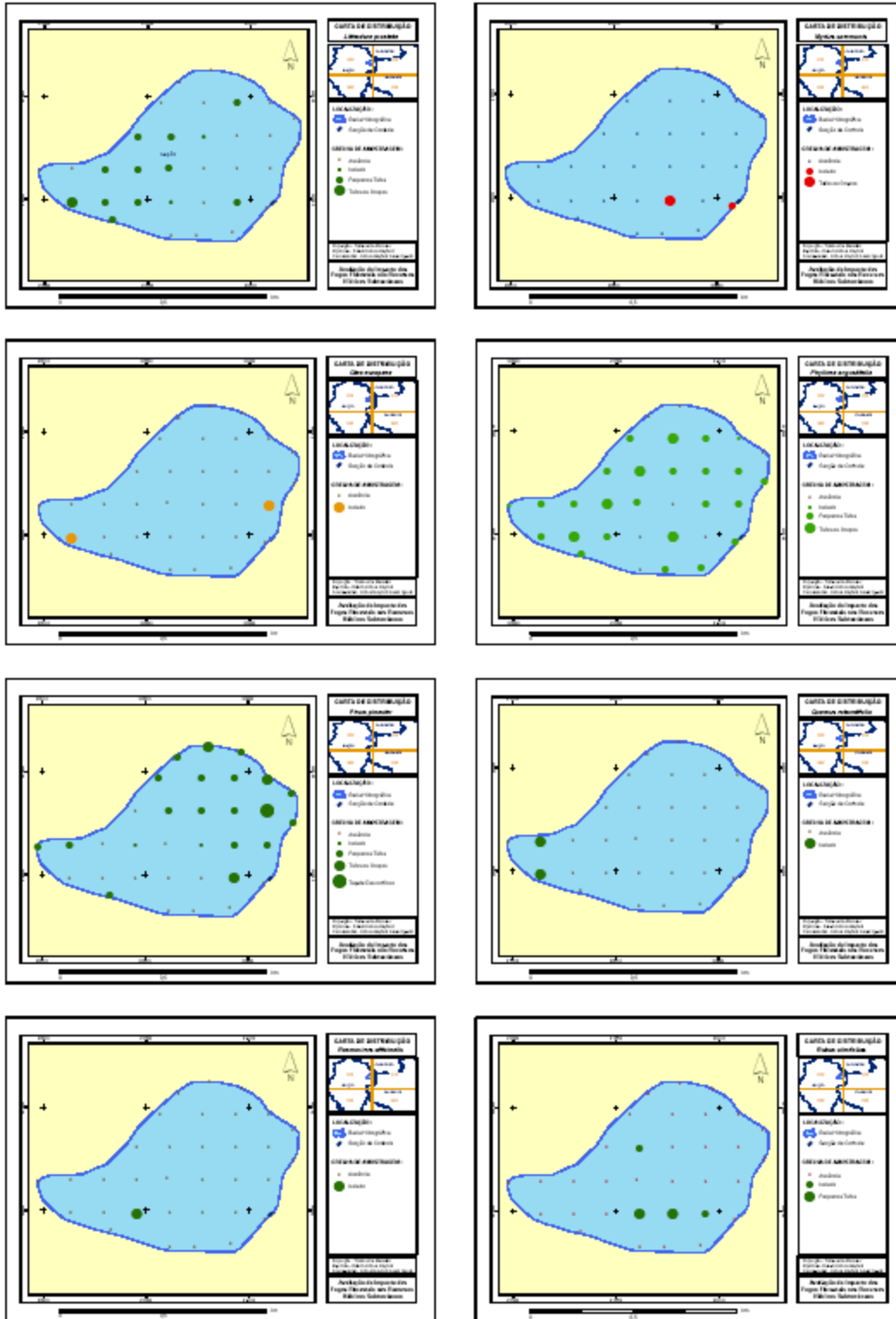
^e Plots half the length of the others.

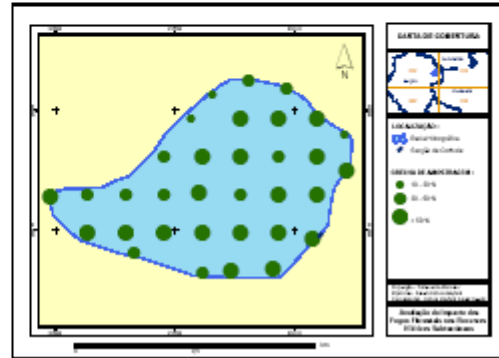
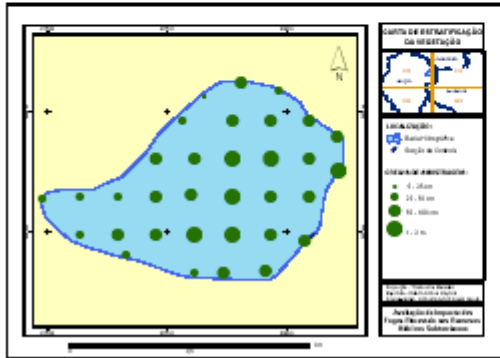
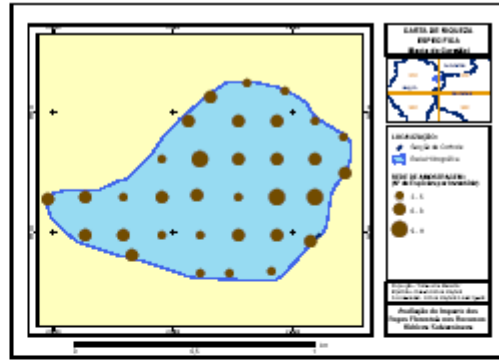
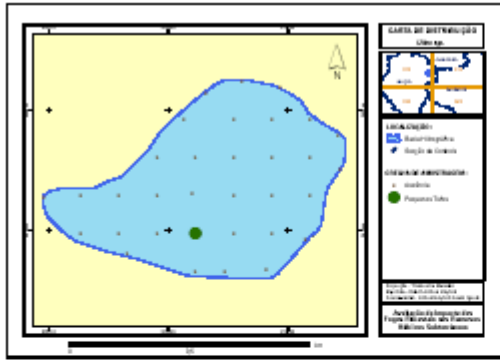
ANEXO VI – Modelo da ficha de campo

Departamento de Botânica da Universidade de Coimbra									
Nº Parcela	Autor	Data		/ /		Localidade			
Caracteres Topográficos			Caracteres Geológicos/Edafológicos/Vegetação						
Altitude		Afloramentos rochosos (%)			Cobertura	Arbórea		Área (m2)	
Exposição		Natureza da Rocha				Arbustiva			
Inclinação		Estratificação		Cobertura		Herbácea			
Terreno plano		0-5cm		Influências Antropogénicas					
Cume vivo		5-25cm		Tipo de Comunidade					
Cume redondo		25-50cm		Nº Amostra de Solo					
Ladeira		50-100cm		Nº Amostra de água					
Fundo de vertente		1-2m		1º dominante					
Depressão aberta		2-4m		2º dominante					
Depressão fechada		4 ou mais metros		Erosão					
Nº	Nome da Espécie			Ind. Abundância	Condições hídricas				
					Fogo Recente				
					Padrão de distribuição				
					Regular				
					Aglomerado				
					Ao acaso				
					Estrutura vertical da Comunidade				
					Carta militar nº				
					Fiada				
					Fotografia nº				
					Quadricula				
					Observações				

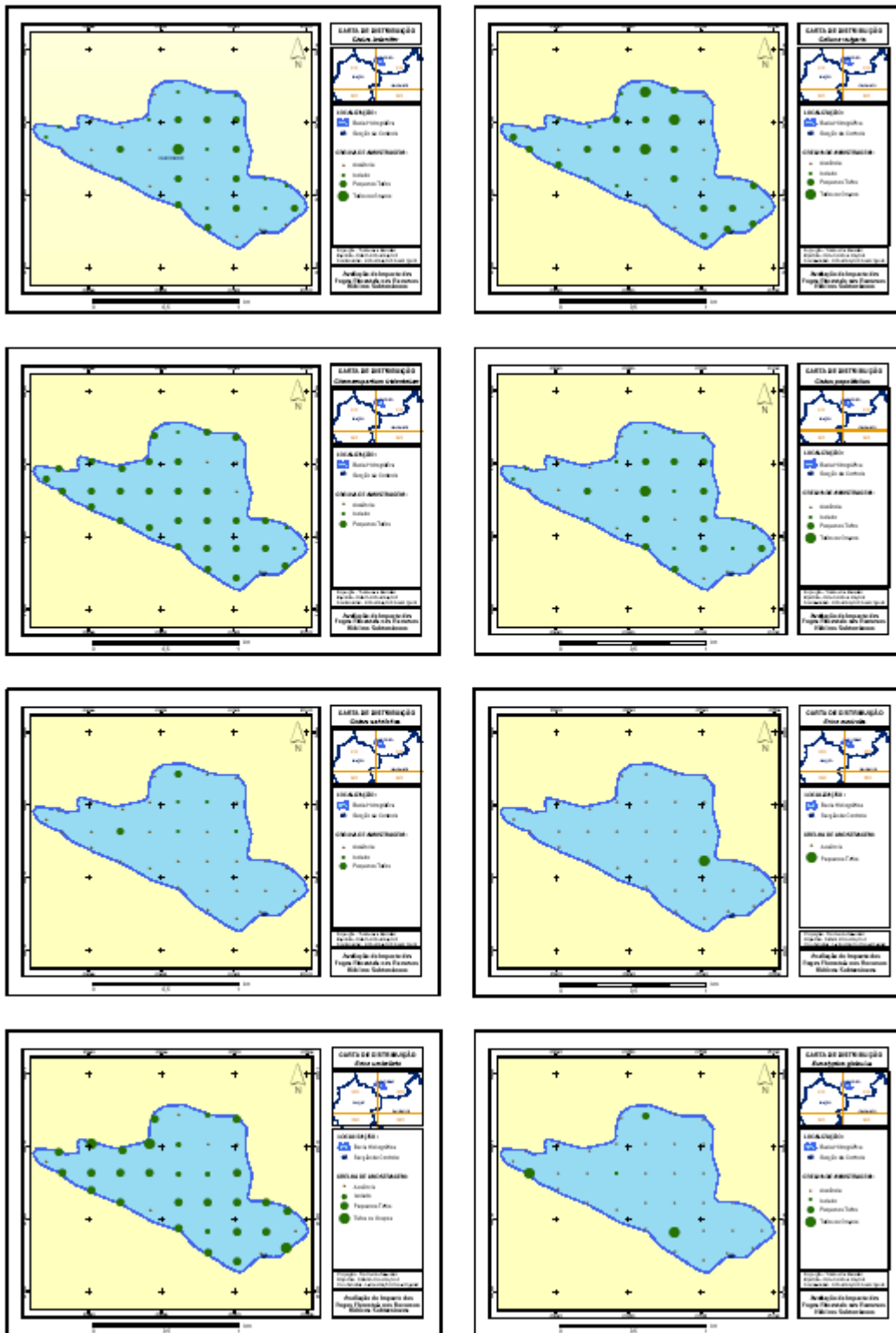
ANEXO VII – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica do Caratão)

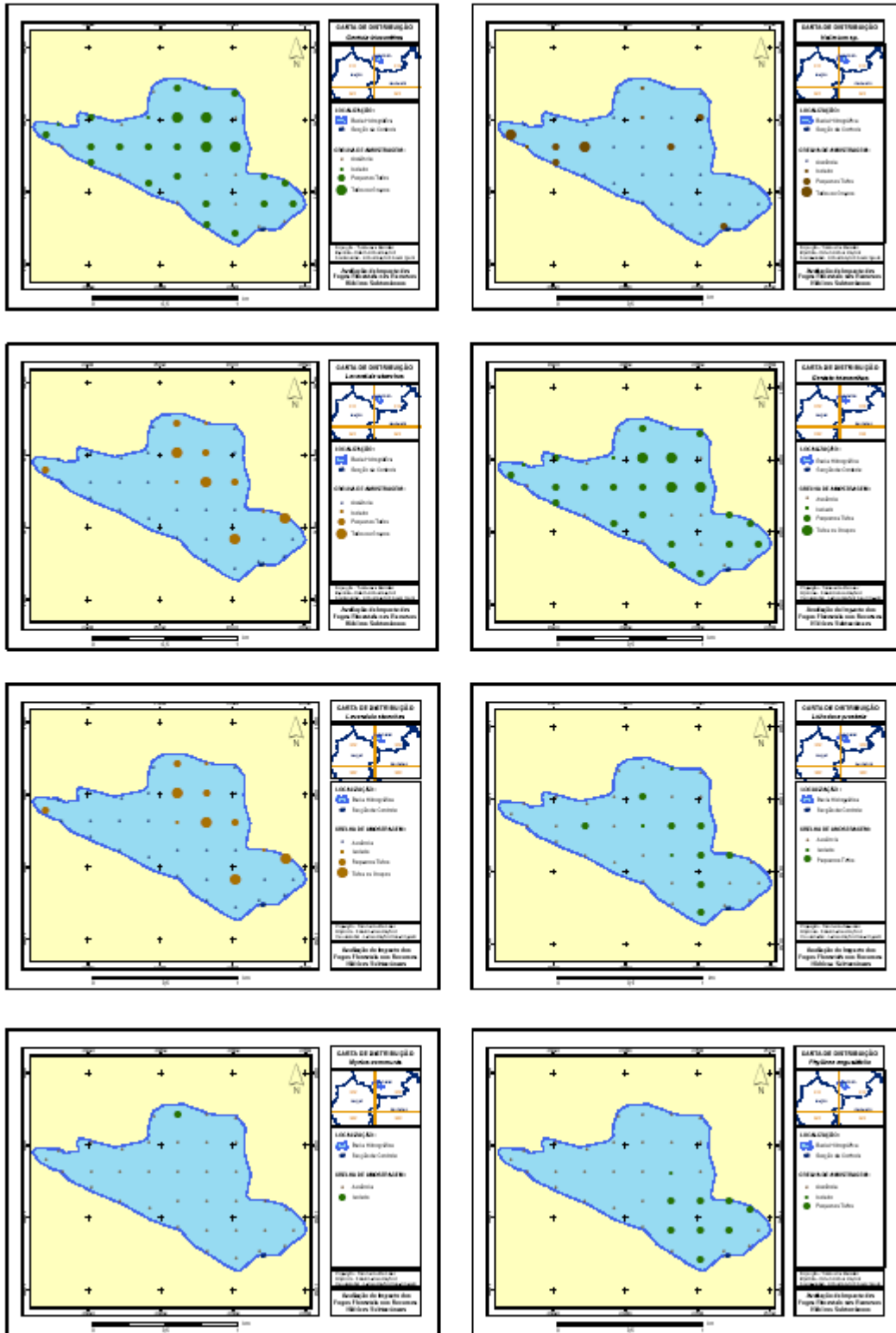


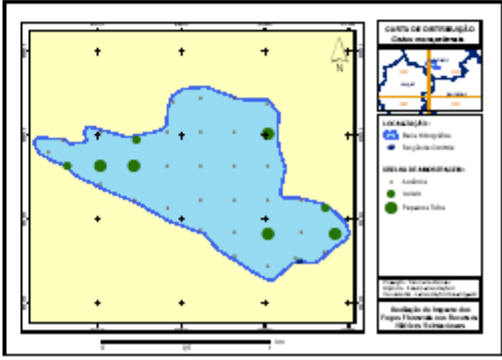
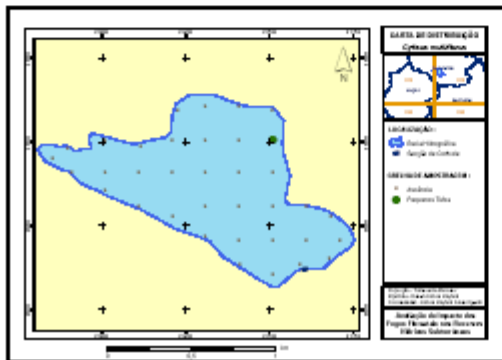
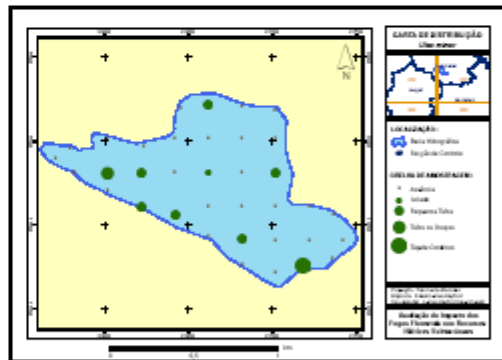
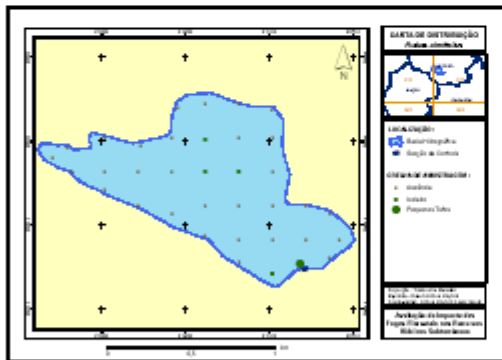
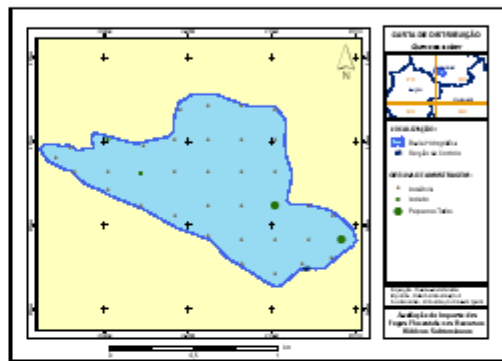
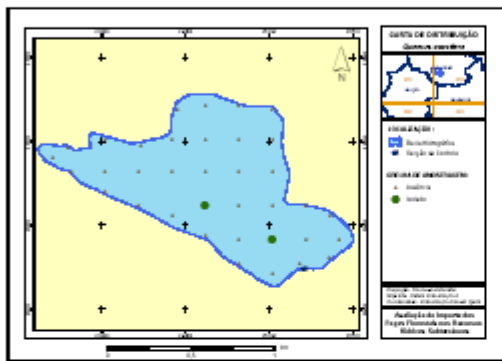
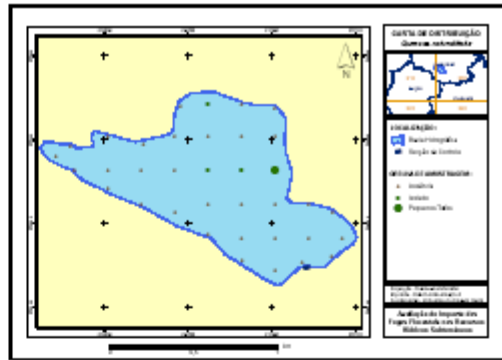
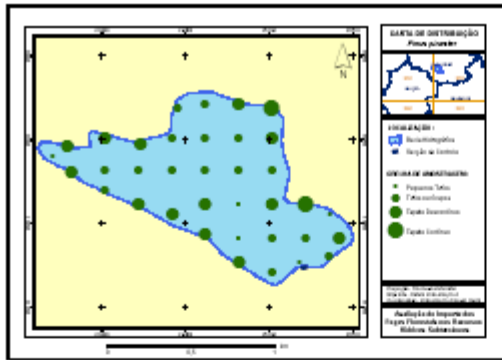


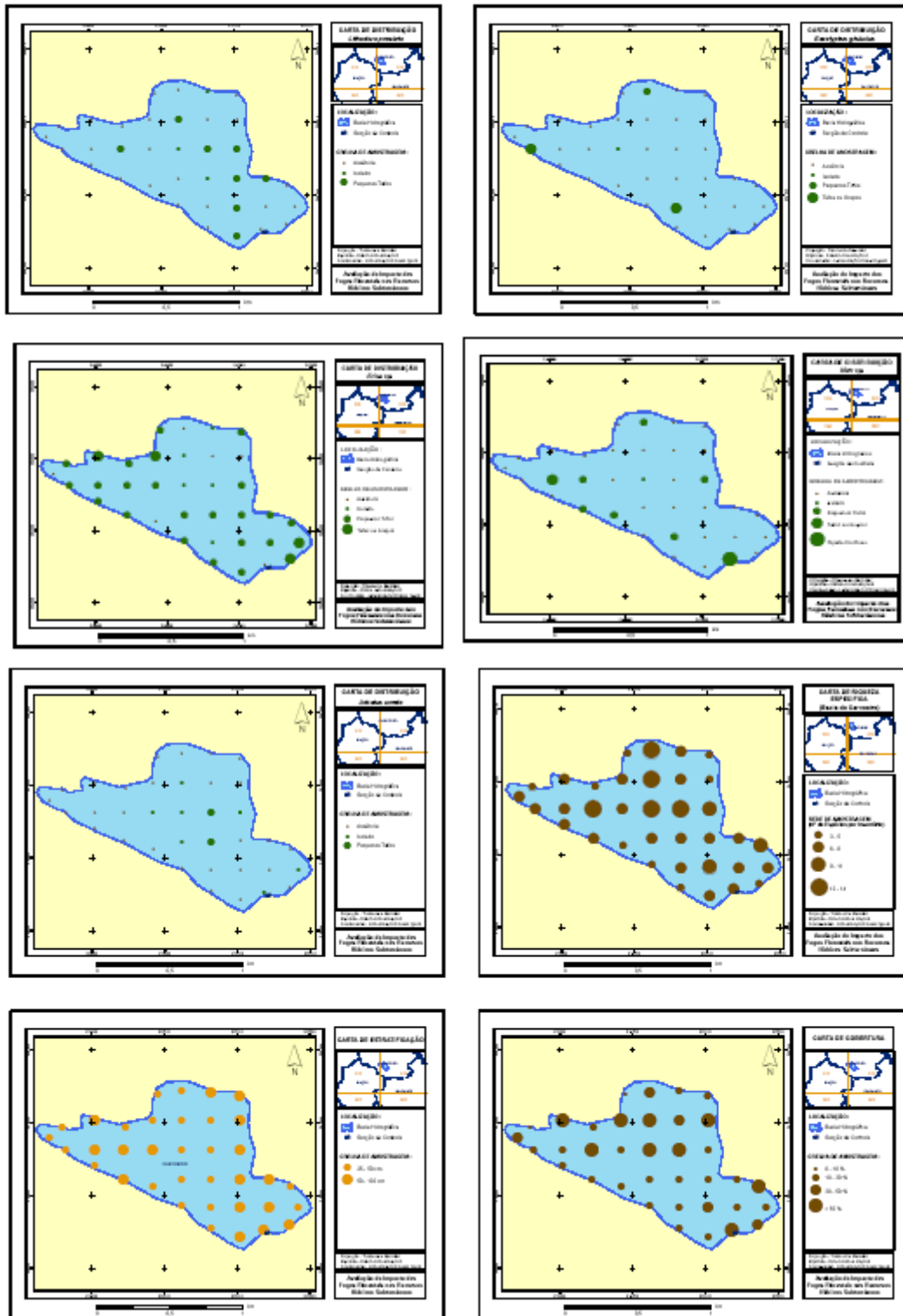


ANEXO VIII – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica do Carvoeiro)

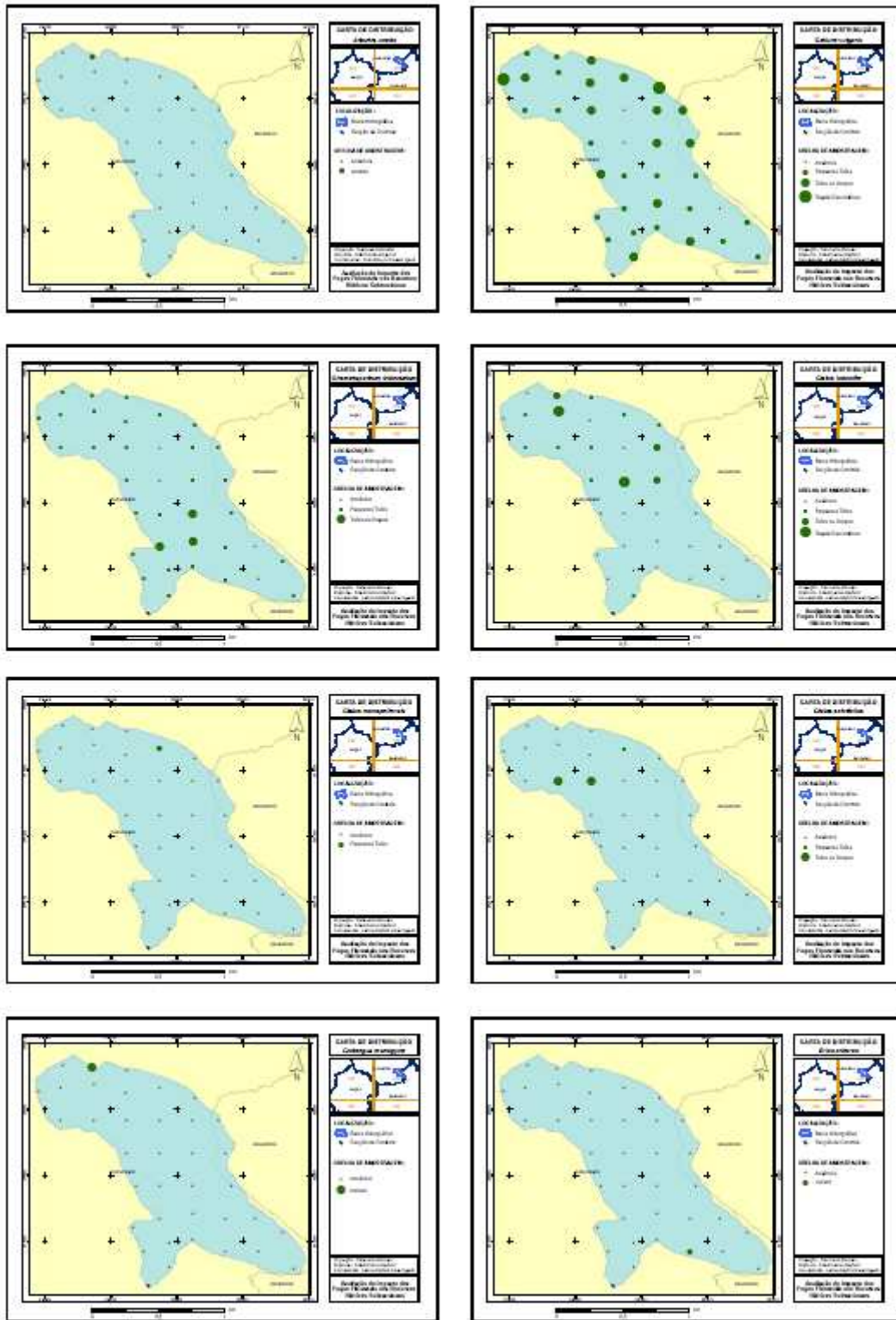


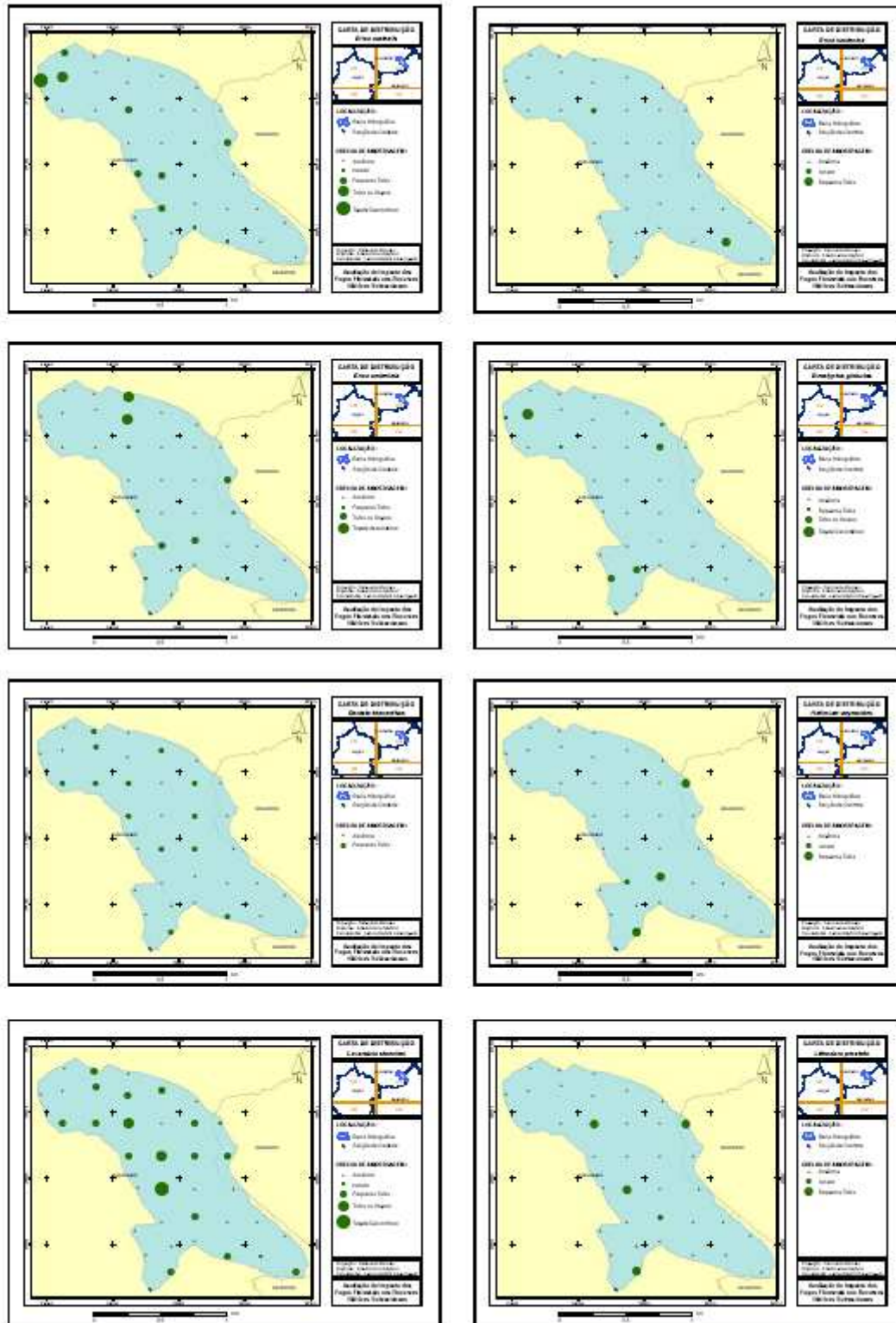


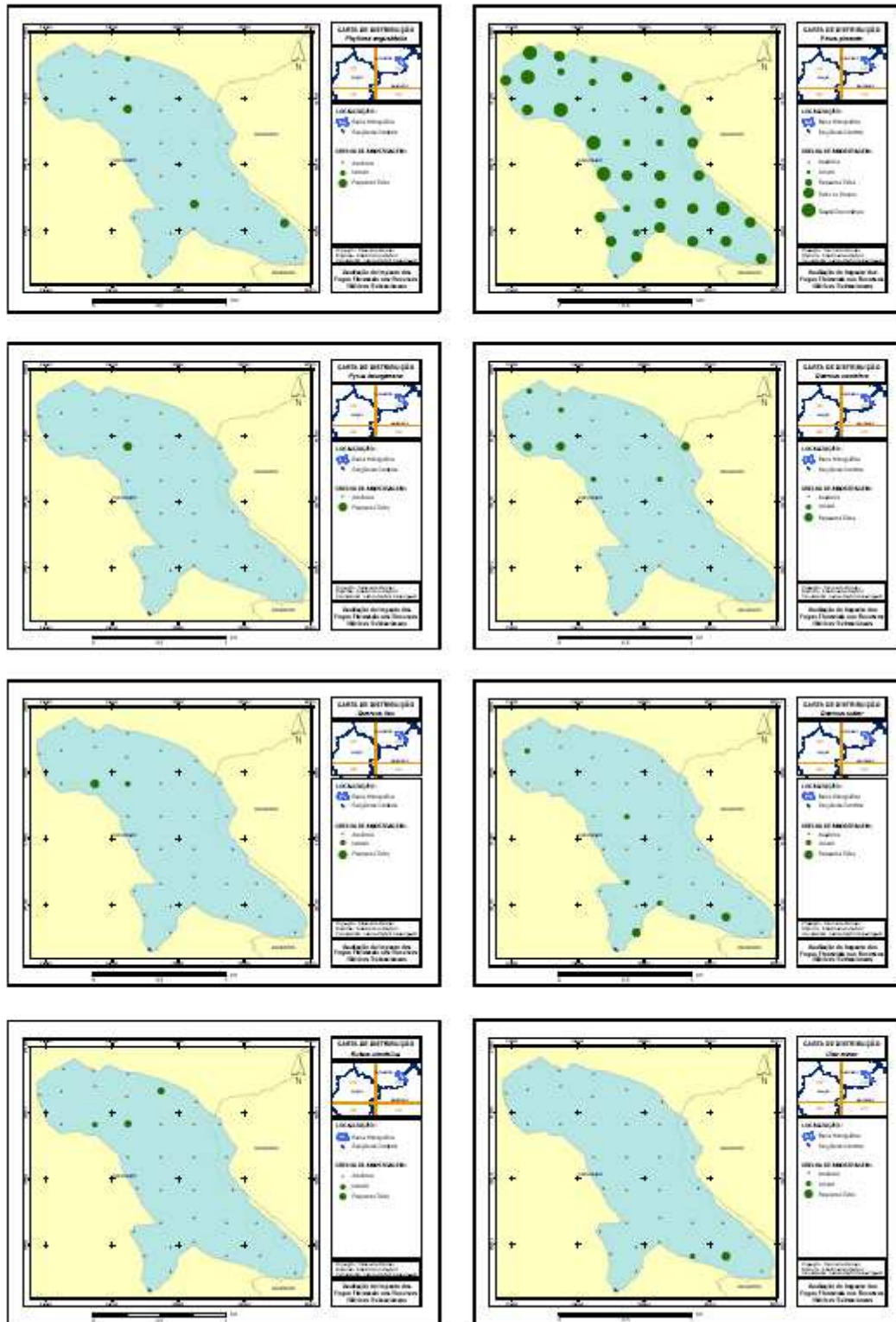


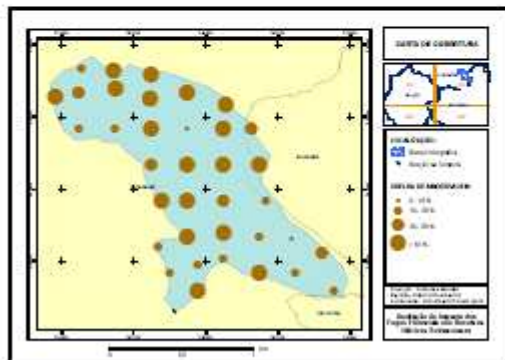
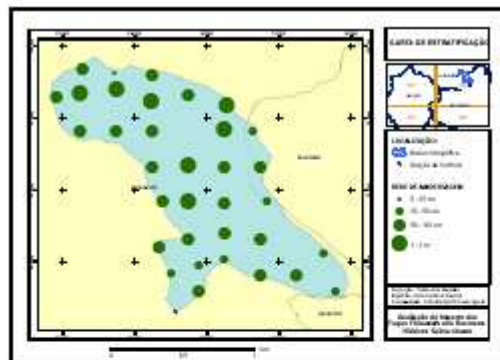
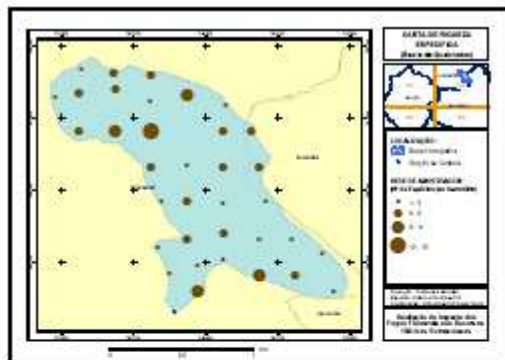


ANEXO IX – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica de Quebradas)

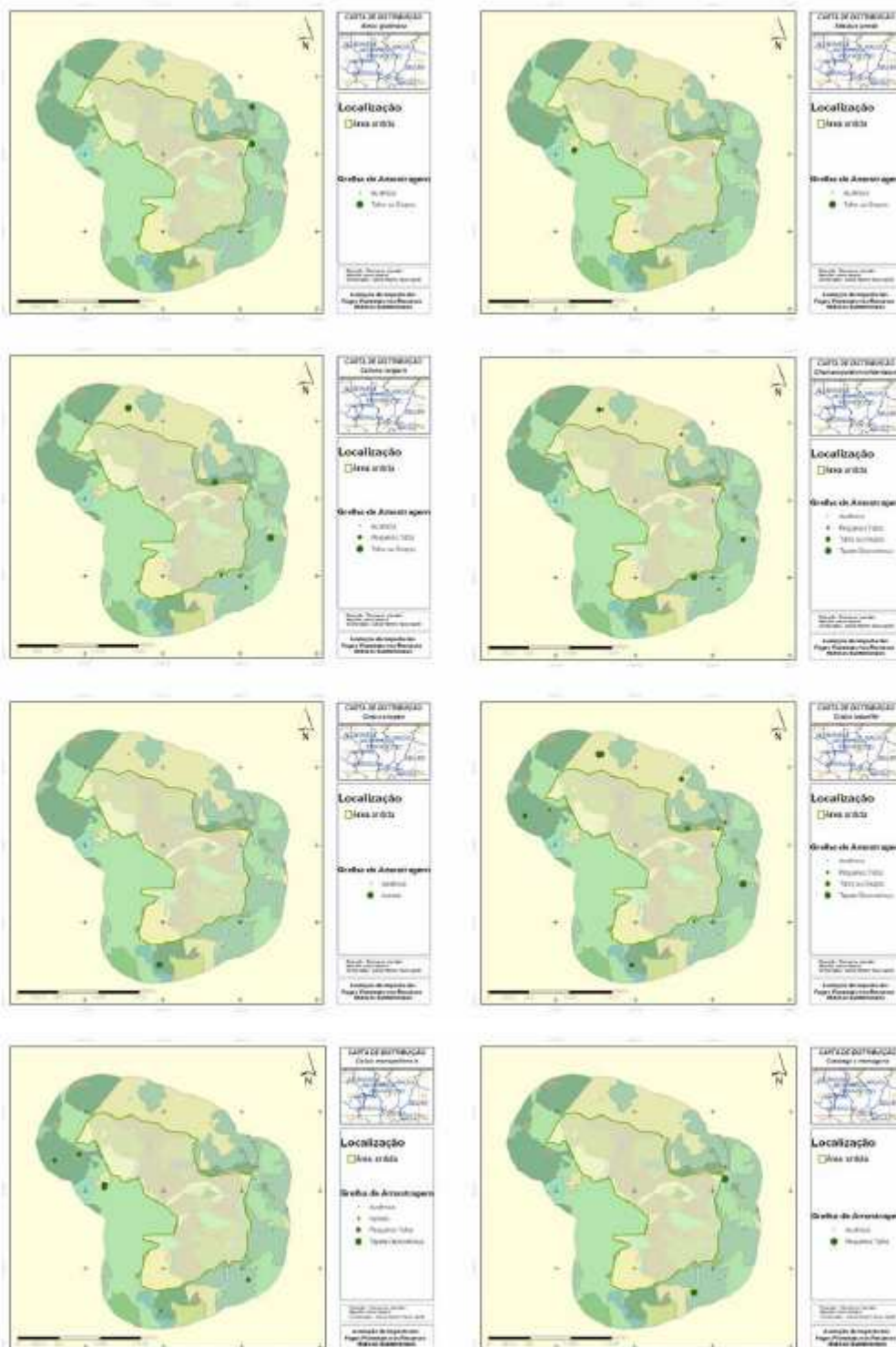


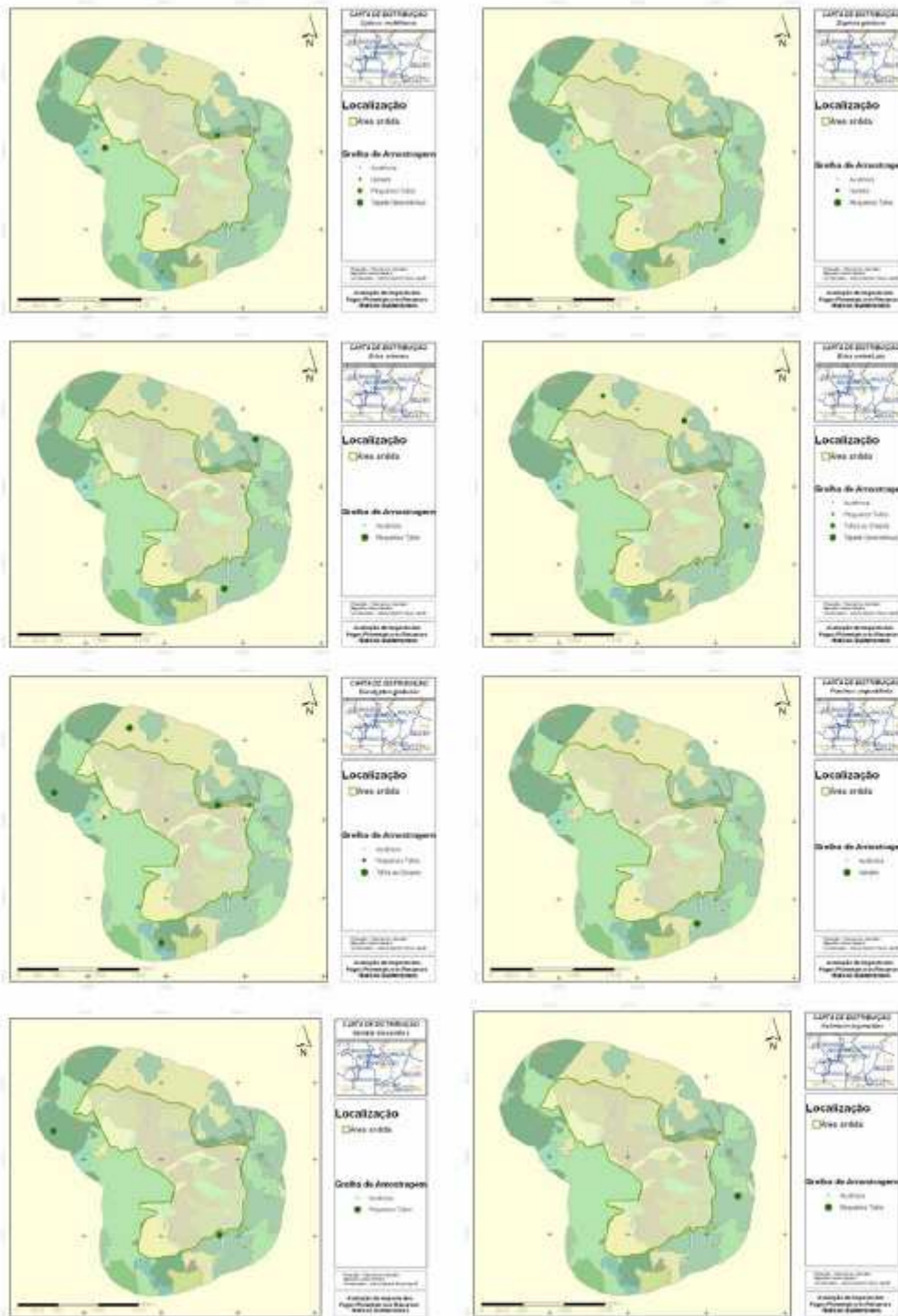


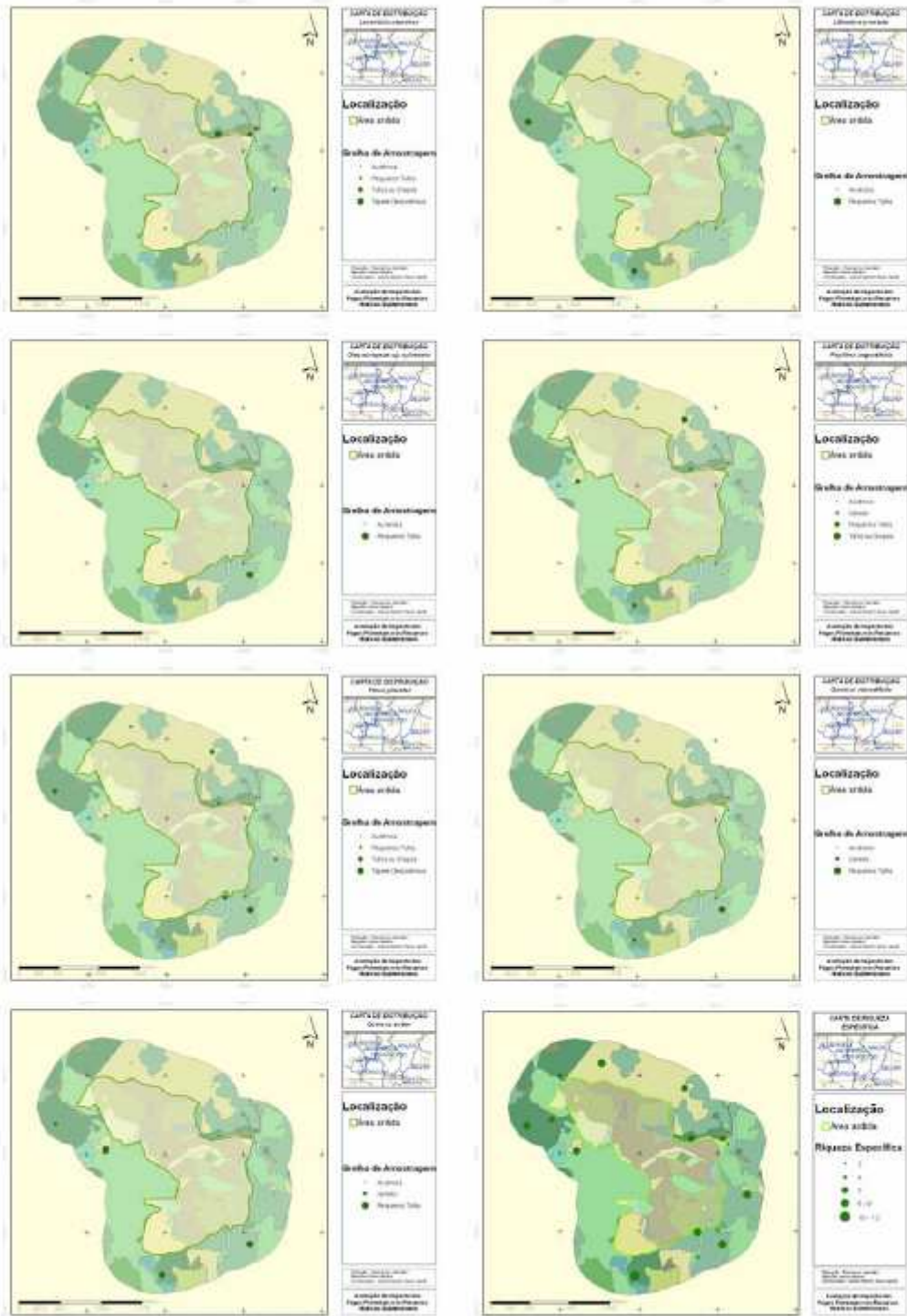


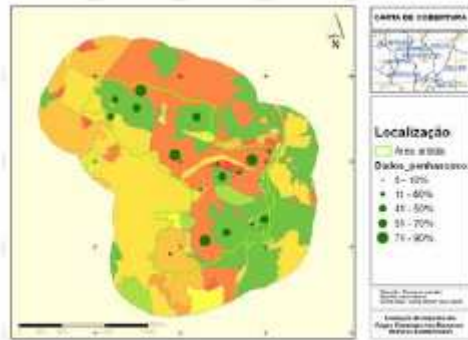
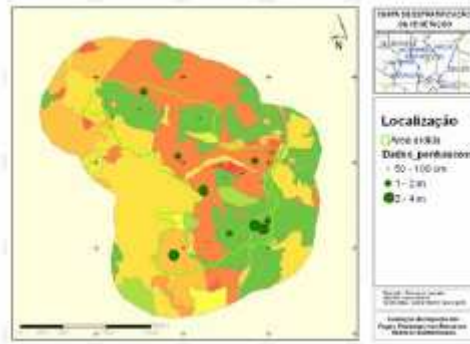
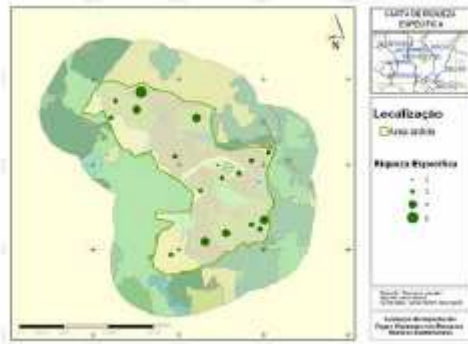


ANEXO X – Mapas de distribuição por espécie; Mapas de riqueza específica, estratificação e grau de cobertura (bacia hidrográfica de Penhascoso)

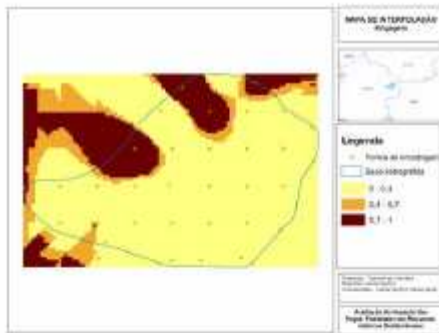




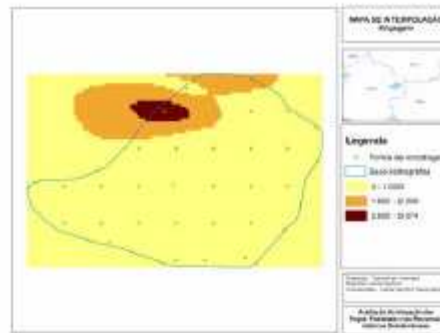




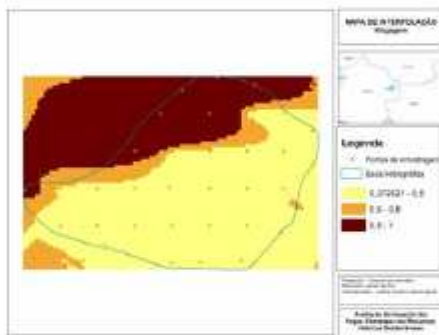
ANEXO XI – Mapas de interpolação da biomassa – Krigagem (bacias hidrográficas do Caratão e Carvoeiro)



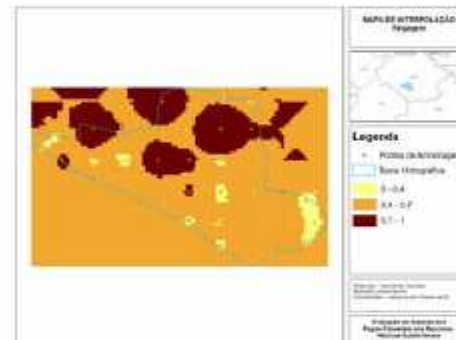
Método de Krigagem -
Mapa de Distribuição Probabilidades (CARATÃO)



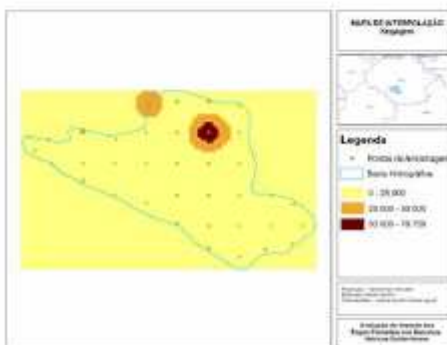
Método de Krigagem Simples -
Mapa Quantidade (CARATÃO)



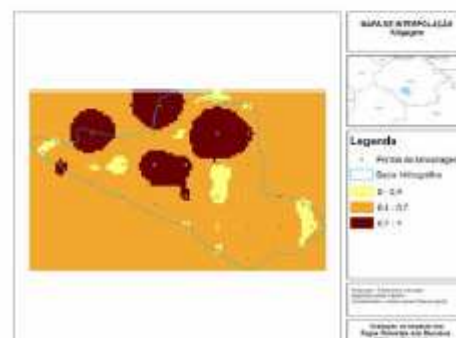
Método de Krigagem Simples -
Mapa de Distribuição Probabilidades (CARATÃO)



Método de Krigagem Universal -
Mapa de Distribuição Probabilidades (CARVOEIRO)



Método de Krigagem Simples -
Mapa Quantidade (CARVOEIRO)



Método de Krigagem Simples -
Mapa de Distribuição Probabilidades (CARVOEIRO)

ANEXO XII – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo da bacia do Caratão (ardeu em 2003)

Parâmetro	Unidade	CA1			CA2
		Ribeira dos Currais			Nascente das Fontainhas
		01-06-2006	19-10-2006	25-09-2007	01-06-2006
pH, a 25°C		6,90	7,00	6,54	6,36
CE, a 25°C	µS/cm	55	465	78	60
Cloretos Cl -	mg/l	7,52	9,58	12,8	10,21
Sulfatos SO4--	mg/l	4,28	3,02	10,0	2,03
Bicarbonato HCO3-	mg/l	20,74	12,20	23,8	19,52
Nitrato NO3-	mg/l	0,19	0,07	0,3	0,84
Fluoreto F-	mg/l	0,07	0,01	0,1	0,04
Fosfato PO4 ³⁻	mg/l	0,00	0,00	0,00	0,00
Cálcio Ca++	mg/l	1,08	0,76	1,3	0,56
Magnésio	mg/l	3,28	2,19	4,4	2,43
Sódio	mg/l	3,90	3,30	6,3	5,90
Potássio	mg/l	0,30	0,70	0,6	1,40
Resíduo seco a 180 °C		47,40	63	-	49,20
Dureza (graus franceses)		1,59	1,11	-	1,16
Alcalinidade		3,40	2,00	3,90	3,20
Matéria orgânica		1,20	2,48	-	1,84
Sílica (SiO2)		11,53	10,98	9,3	10,39
Anidrido carbónico		5,22	2,41	-	17,03

ANEXO XIII – Resultados da qualidade das águas superficiais e subterrâneas na área de estudo da bacia do Carvoeiro (ardeu em 2003)

Parâmetro	Unidade	CVA1	CVA2	CVA3			CVA4			CVA5			CVA6			CVA8	
		Charca	Rib, de CoucesI	Poço1			Poço 2			Nascente I			Nascente II			Rib, de Couces III	
		12 Jun 2006	12 Jun 2006	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	12 Jun 2006	28 Mai 2007	25 Out 2007	12 Jun 2006	28 Maio 2007	25 Out 2007	28 Mai 2007	25 Out 2007
pH, a 25°C		6,46	6,80	6,72	6,37	6,18	6,64	5,98	6,19	6,40	5,46	5,59	6,30	5,22	5,28	6,31	5,65
CE, a 25°C	µS/cm	66,10	45,80	43,90	49,0	54,7	59,20	77,8	76,9	44,80	53,0	49,1	68,40	78,2	76,6	46,7	53,4
Cloretos Cl -	mg/l	13,48	12,90	13,51	10,8	13,4	15,78	16,6	17,9	12,58	16,5	12,5	19,17	18,3	19,5	11,3	14,0
Sulfatos SO4--	mg/l	9,59	2,42	2,83	3,0	3,2	1,93	2,1	1,7	0,94	1,4	1,3	3,06	3,2	3,8	5,5	5,7
Bicarbonato HCO3-	mg/l	12,20	9,67	8,54		12,2	15,86		22,6	8,54		14,6	9,67		12,2		11,6
Nitrato NO3-	mg/l	3,04	0,40	0,93	1,0		0,05	0,3	0,3	1,92	1,9	1,7	1,26	1,4	1,9	0,4	0,3
Fluoreto F-	mg/l	0,09	0,09	0,09		0,1	0,09		0,1	0,09		0,04	0,08		0,1		0,03
Fosfato PO4 ³⁻	mg/l	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cálcio Ca ⁺⁺	mg/l	1,75	1,20	0,80		1,2	1,22		1,7	0,79		0,7	1,04		0,8		0,7
Magnésio	mg/l	1,09	1,70	1,58		2,0	2,43		3,3	1,34		1,3	2,31		2,6		1,8
Sódio	mg/l	5,90	3,90	3,80		4,3	5,50		7,1	4,00		4,3	6,60		6,3		4,4
Potássio	mg/l	1,00	0,20	0,50		0,6	0,60		0,8	0,90		0,9	0,30		0,3		0,2
Resíduo seco a 180 °C		42,60	37,80	37,80			44,20			38,80			47,00				
Dureza (graus franceses)		0,88	0,98	0,86			1,32			0,76			1,19				
Alcalinidade		2,00	1,60	1,40		2,1	2,60	3,7		1,40	2,4		1,60	2,0		1,9	
Matéria orgânica		0,88	0,48	0,56			1,36			0,16			0,40				
Sílica (SiO2)		5,97	8,27	8,45	7,7	7,2	5,68	7,5	6,0	11,36	11,5	6,5	9,15	9,6	4,8	7,9	12,2
Anidrido carbónico		8,45	3,24	3,75			7,34			6,87			9,77				

ANEXO XIV - Resultados dos solos na área de estudo do Penhascoso (Laboratório LQA - Ambiente)

Parâmetro	Unidade	PS4			PS3	PS2		PS6
		Eucalipto	Eucalipto	Eucalipto	Eucalipto (Aleatória)	Pinheiro	Pinheiro	Pinheiro (Aleatória)
		09 Ago 2006	26 Ago 2006	19 Out 2006	19 Out 2006	09 Ago 2006	26 Ago 2006	19 Out 2006
HAPS	mg/Kg	0,22	0,30	0,18	0,32	0,30	0,16	0,970
Acenaftileno	mg/Kg	0	0	0	0	0	0	0,019
Antraceno	mg/Kg	0	0	0	0	0	0	0,013
Benzo(a)antraceno	mg/Kg	0	0	0	0	0	0	0,011
Benzo(b)fluoranteno	mg/Kg	0	0	0	0	0	0	0,011
Criseno	mg/Kg	0	0	0	0	0	0	0,021
Dibenzo(a, h)antraceno	mg/Kg	0	0	0	0,015	0	0	0
Fluoranteno	mg/Kg	0	0	0	0,016	0,016	0,01	0,025
Fluoreno	mg/Kg	0	0	0	0,27	0,016	0	0,010
Indeno(1,2,3-cd)pireno	mg/Kg	0	0	0	0,27	0	0	0,010
Naftaleno	mg/Kg	0,19	0,016	0,014	0,054	0,2	0,098	0,720
Fenantreno	mg/Kg	0,03	0,016	0	0,016	0,059	0,04	0,098
Pireno	mg/Kg	0	0	0	0,38	0,013	0	0,022

ANEXO XV – Resultados dos solos na bacia da Quebrada (Laboratório LQA – Ambiente)

Parâmetro	Unidade	QA2	QA3	QA4				QA5		QA6	QA7				QA8	
		Charca	Poço 2	Poço 3				Ribeira da Quebrada I		Poço A	Poço B				Ribeira da Quebrada I	
		01 Jun 2006	12 Jun 2006	12 Jun 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007	01 Jun 2006	07 Dez 2006	12 Jun 2006	12 Jun 2006	15 Mar 2007	28 Mai 2007	25 Set 2007	15 Mar 2007	28 Mai 2007
pH, a 25°C		6,24	6,56	6,50	5,86	5,92	6,17	6,80	6,68	6,50	6,54	5,54	5,55	6,18	6,60	7,18
CE, a 25°C	µS/cm	184,00	61,10	58,60	52,00	6,55	6,6	49,00	3,53	40,90	37,80	41,00	46,60	51,00	40,00	52,1
Cloretos Cl -	mg/l	19,50	11,94	9,70	7,99	8,70	10,00	8,18	6,90	7,98	8,89	7,990	9,10	9,90	8,95	9,00
Sulfatos SO4--	mg/l	57,70	5,45	12,26	9,60	10,7	11,40	6,05	5,06	8,62	6,28	6,30	5,90	6,40	6,35	6,30
Bicarbonato HCO3-	mg/l	6,71	24,40	13,42	19,52		18,30	18,30	11,00	12,20	10,98	12,20		18,90	15,86	
Nitrato NO3-	mg/l	0,92	0,22	0,21	0,00		0,30	0,18	0,30	0,21	0,21	0,00		0,03	0,29	
Fluoreto F-	mg/l	0,22	0,05	0,11	0,00		0,20	0,07	0,10	0,06	0,05	0,06		0,1	0,05	
Fosfato PO43-	mg/l	0,00	0,00	0,00	0,00			0,00	0,00	0,00						
Cálcio Ca++	mg/l	8,82	2,32	2,39	2,08		2,70	1,60	1,40	1,35	1,00	1,20		1,30	1,56	
Magnésio	mg/l	7,30	2,80	3,53	3,04		3,40	2,43	1,60	2,19	1,82	1,95		2,60	1,70	
Sódio	mg/l	9,80	5,20	2,80	2,00		3,00	3,00	2,00	1,60	2,30	1,90		2,50	2,00	
Potássio	mg/l	1,10	0,50	0,50	0,30		0,40	0,20	0,30	0,10	0,30	0,30		0,30	0,20	
Resíduo seco a 180 °C			46,40	44,40				41,80		29,00	23,20					
Dureza (graus franceses)			1,76	2,03				1,38		1,26	1,00					
Alcalinidade			4,00	6,50				3,00		2,00	1,80					
Matéria orgânica		0,72	0,72	0,88	1,04			1,20	2,64	2,72	1,04	1,20				0,56
Silica (SiO2)		14,62	9,51	8,24	9,26	6,90	3,50	8,66	5,85	1,43	1,15	5,35	3,90	2,50	6,36	6,6
Anidrido carbônico			13,44	8,46				5,82		7,73	6,38					