

EFEITOS DO FOGO NA EROÇÃO DO SOLO EM ÁREAS DE MATOS: RESULTADOS DE UM ANO DE ENSAIO NO PARQUE NATURAL DE MONTESINHO

Tomás de Figueiredo

CIMO – Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de
Bragança
tomasfig@ipb.pt

Felícia Fonseca

CIMO – Centro de Investigação de Montanha, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de
Bragança
ffonseca@ipb.pt

Anabela Queirós

Estudante do Mestrado em Gestão de Recursos Florestais, Escola Superior Agrária, Instituto
Politécnico de Bragança

RESUMO

O Parque natural de Montesinho (PNM) localiza-se no extremo nordeste de Portugal e apresenta uma área total de 75 mil ha, dos quais cerca de um terço estão cobertos por matos. Os solos do PNM são predominantemente Leptosolos derivados de xisto. O fogo é parte dos sistemas florestais como fator de controlo da vegetação, produzindo impactos nas propriedades do solo. O presente estudo decorreu no PNM, numa área de cerca de 5 ha coberta de matos, submetida a fogo controlado no âmbito do plano de gestão florestal. Teve como principal objetivo avaliar os efeitos do fogo no processo erosivo e na permeabilidade do solo. Na área em estudo a vegetação era constituída (antes do fogo controlado) por urze (44%), esteva (26%) e carqueja (30%). Após fogo a carqueja e a urze arderam quase por completo, enquanto a esteva revelou grande resistência ao fogo. A permeabilidade foi analisada em 11 locais distribuídos aleatoriamente, sendo as medições realizadas em momentos distintos, antes, imediatamente após, dois e oito meses depois da ocorrência do fogo, registando uma evolução temporal ao longo do ensaio explicável por efeitos associáveis à hidrofobicidade, comum nos solos de áreas recentemente ardidas, e a rearranjos estruturais ao nível dos bioporos do solo. Para quantificar o escoamento e a perda de solo, foram instaladas 6 parcelas com 4 m² cada. As colheitas decorreram entre Abril de 2011 e Maio de 2012, resultando num escoamento médio de 13 mm e numa perda de solo de 1,5 Mg ha⁻¹ nesse período. Os resultados, embora correspondendo a um período curto de observação, entende-se contribuir para a compreensão da sensibilidade potencial das áreas queimadas de matos à degradação física dos solos.

Palavras-chave: matos, montanha, fogo controlado, processo erosivo

EFFECTS OF FIRE ON SOIL EROSION IN SCRUBLANDS: RESULTS OF ONE YEAR FIELD EXPERIMENTS IN MONTESINHO NATURAL PARK

ABSTRACT:

Montesinho Natural Park (PNM), located in Portugal far northeastern corner, covers an area of 750 km², one third of which corresponds to scrublands. In PNM, schist

derived Leptosols dominant. Fire is part of forest systems as a factor controlling vegetation, with impacts on soil properties as permeability. This study was carried out in PNM, in a 5 ha shrub covered area, within a state ruled forest perimeter, subject to prescribed fire following its management plan. Among other project purposes, the study aims at assessing fire effects on soil erosion and related soil properties. Prior to prescribed fire, the area was covered by *Erica australis* (44% of the surface), *Chaemespartium tridentatum* (30%), *Cystus ladanifer* (26%). The fire affected differently individuals of the 3 species, the former showing a high resistance to fire. Permeability was measured in lab on 11 undisturbed samples of surface soil, randomly collected in the study area at several moments: before the fire, soon after fire, 2 months and 8 months after fire. As shown by results obtained, the temporal evolution of permeability can be explained by soil hydrophobicity, a common feature in recently burnt areas, together with soil structural rearrangements affecting biopores functionality. Runoff and soil loss were measured in a set of 6 paired plots installed in the study area (4 m² each). Results of the monitoring scheme, from April 2011 to May 2012, summed losses equivalent to 13 mm runoff and 1.5 Mg ha⁻¹ soil loss. Although corresponding to a short monitoring period, these results may add to a better knowledge of the potential susceptibility of burnt scrublands to soil degradation.

Keywords: shrubs, mountain areas, prescribed fire, erosion process

INTRODUÇÃO

O Parque natural de Montesinho (PNM), localizado no extremo nordeste de Portugal, cobre uma área total de 750 km², dos quais cerca de um terço estão ocupados por matos. As comunidades vegetais qualificadas como matos têm composição florística e significado fitossociológico e fitogeográfico diversos, podendo reunir-se, no seu nível de agregação mais simples, em três grandes grupos (IPB/ICN, 2007):

- Urzais, os mais abundantes, ocupando as faixas de maior altitude, mais frias e húmidas, representados pela espécie *Erica australis*;
- Giestais, com representação e distribuição altimétrica intermédias, identificadas pela espécie *Cystisus multiflorus*;
- Estevais, de menor área, típicos das zonas mais quentes e secas, nas altitudes inferiores e na fração Leste do PNM, representados pela espécie *Cystus ladanifer*.

Os solos do PNM são predominantemente incipientes, classificados como Leptosolos, de material originário xistento. As comunidades arbustivas neste Parque apresentam especial interesse do ponto de vista hidrológico e pedológico, já que correspondem a áreas marginais de relevo mais ondulado ou acidentado, onde predominam também os solos mais delgados, condições potencialmente geradoras de risco severo de erosão (IPB/ICN, 2007; Bompastor *et al.*, 2009).

Por outro lado, os matos são percebidos como áreas de elevado risco potencial de incêndio e, na verdade, as evidências confirmam essa perceção, sendo de variada natureza as razões que para tal concorrem, de que são exemplo (Ventura e Vasconcelos, 2001; Campo *et al.*, 2006; Fernandes *et al.*, 2009):

- A sua localização mais afastada dos centros populacionais das comunidades rurais, fora portanto de controlo social do território;
- A ausência de estratégia e práticas de gestão destas áreas, tornando-os território entregue aos imponderáveis da natureza e da ação humana desregrada;
- O efetivo potencial combustível que representam.

Acresce que, todas estas razões se ampliam no contexto ecológico da montanha mediterrânica, em que o fogo é parte da dinâmica da vegetação e das paisagens (IPB/ICN, 2007; CIMO, 2009; Rosário, 2011).

O solo é recurso qualitativamente escasso no NE de Portugal e mais ainda nas áreas marginais em que dominam os matos (Figueiredo, 2002). A proteção deste recurso impõe-se pelo papel central de regulação que assume na realização de serviços de ecossistema, seja os associados ao ciclo hidrológico, seja os associados aos ciclos de nutrientes e à sustentação das comunidades vegetais, seja ainda no armazenamento e na dinâmica de carbono (Rashid, 1987; Thomas *et al.*, 1999; Pardini *et al.*, 2004; Bompastor *et al.*, 2009; José, 2009; Fonseca *et al.*, 2011; Fonseca *et al.*, 2012). O conhecimento dos processos de degradação do solo e dos fatores de contexto que os determinam, é condição básica para a conceção de estratégias, ações e práticas de conservação deste recurso.

As áreas áridas de matos conjugam elementos de interesse científico e constituem um desafio particular para a investigação e para a intervenção técnica, razões que justificam tomá-las como objeto do estudo. Tem este trabalho como objetivos apresentar e discutir resultados do primeiro ano de experimentação no terreno, conduzida com vista a avaliar o efeito do fogo em áreas de matos no Parque Natural de Montesinho, sobre indicadores relevantes da degradação física dos solos, designadamente as perdas de solo e de água de escoamento superficial devidas ao processo de erosão hídrica.

1. MATERIAL E MÉTODOS

O dispositivo experimental foi instalado numa área de matos queimada mediante aplicação de fogo controlado, localizada no Parque Natural de Montesinho (PNM), em Aveleda, a 12 km a NNE de Bragança (41°53'57.06"N, 6°40'55.39"W) (Figura 1). A área de estudo desenvolve-se em zona de relevo ondulado, na qual cumeadas aplanadas e arredondadas, de declive suave a cotas superiores a 800 m, dividem pequenas bacias de vertentes declivosas, drenando uma rede hidrográfica de carácter temporário ocupando fundos de vale encaixados. Sobre um substrato geológico de xistos do Silúrico, encontram-se Leptossolos úmbricos, de textura mediana, pedregosos, ácidos, com teores medianos a elevados de matéria orgânica no horizonte superficial, delgado (Agroconsultores e Coba, 1991). A precipitação anual ronda os 850 mm, em média, em Terra Fria de Planalto, zona climaticamente homogénea definida regionalmente pela temperatura média anual, situada entre os 10 e os 12,5°C (Agroconsultores e Coba, 1991). O mosaico de vegetação nesta área é dominado pela presença de matos de porte variável, mancha no seio da qual se distribuem parcelas florestadas de pinhal, e pequenas parcelas cultivadas, com cereal de Inverno e plantações recentes de castanheiros, menos frequentes com o afastamento dos núcleos populacionais (IPB/ICN, 2007; Bompastor *et al.*, 2009).

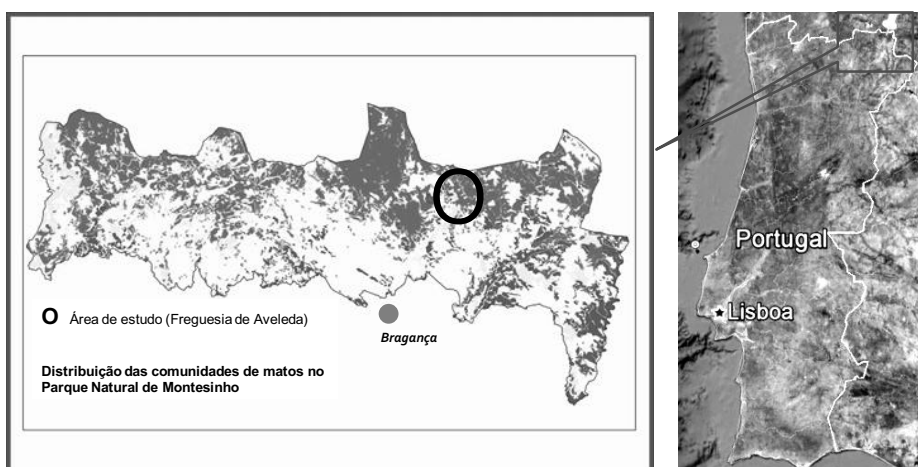


Figura 1. Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal: distribuição das comunidades vegetais de matos e localização da área de estudo.

Fonte: Projeto Eduhather, Laboratório de Informação Geográfica, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 2008 (esquerda); Imagem Google Earth, Novembro de 2012 (direita)

Como parte do plano de gestão florestal de parcelas de pinhal próximas, a área, abrangendo a cumeada e os topos das encostas de N a W, foi queimada por fogo controlado em

31 de Março de 2011, numa extensão de cerca de 5 ha (Figura 2). A queima foi acompanhada, sendo medidas as temperaturas à superfície e 5 cm abaixo da mesma imediatamente após a passagem do fogo. Estes dados, conjuntamente com a observação dos restos de vegetação incompletamente queimados e a profundidade de combustão do horizonte orgânico, permitiram fazer uma avaliação qualitativa da severidade do fogo, concluindo-se que o fogo foi de baixa severidade (Hungerford, 1996).

Foi realizado um levantamento da vegetação no terreno antes do fogo, identificando manchas com clara dominância de espécies representativas das principais comunidades de matos do PNM (IPB/ICN, 2007; Bompastor *et al.*, 2009). Avaliou-se a abundância relativa das referidas espécies em 11 locais distribuídos aleatoriamente no terreno. A vegetação era constituída, por urze (*Erica australis*, 44% da superfície), carqueja (*Chamaespartium tridentatum*, 30%) e esteva (*Cystus ladanifer*, 26%). A ação do fogo não foi uniforme, tendo a carqueja e a urze ardido quase por completo, e parte significativa das manchas de esteva resistido à passagem do fogo (Figura 3).

A degradação física do solo, no quadro deste trabalho, foi avaliada através de uma propriedade, a permeabilidade, e de um processo hidrológico do solo, a erosão hídrica. Este é um processo evidente de degradação; a primeira está diretamente relacionada com o fluxo e o armazenamento de água no solo, deste modo controlando seja o potencial de biomassa no terreno, seja a geração de escoamento superficial da água de precipitação.



Figura 2. Realização da queima dos matos por fogo controlado na área de estudo e medição da temperatura do solo após a passagem da frente de fogo (Março de 2011)

A permeabilidade foi avaliada em 11 locais distribuídos aleatoriamente na área de estudo, antes, imediatamente após, dois e oito meses depois da ocorrência do fogo, a partir de amostras não perturbadas, colhidas em cilindros de 100 cm³, na camada de solo superficial (0-5 cm). A permeabilidade foi medida em permeâmetro de carga constante em circuito fechado, em laboratório.

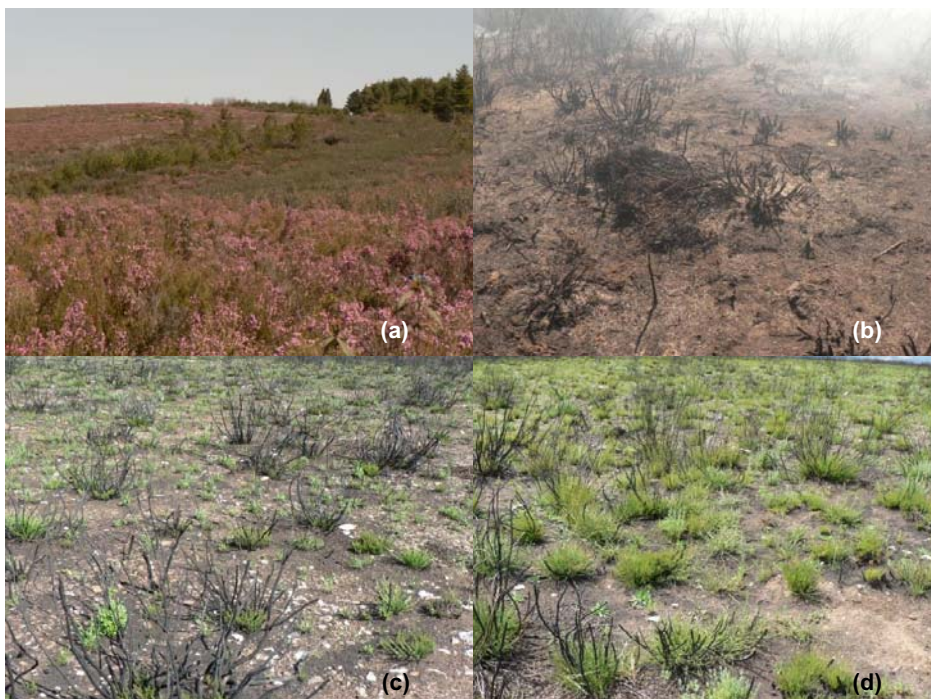


Figura 3. Estado da superfície e cobertura vegetal em várias fases do ensaio: (a) antes do fogo, (b) imediatamente após o fogo, (c) três meses e (d) seis meses após o fogo.

Seguindo metodologia e procedimentos de campo e laboratório conhecidos (Fonseca, 2005; Figueiredo *et al.*, 2012), foram instaladas, nos dias subsequentes ao fogo, 6 parcelas de erosão de 4 m de comprimento por 1 m de largura, distribuídas em pares em 3 locais no topo da vertente adjacente à cumeada da área de estudo (Figura 4). As parcelas, limitadas por chapas metálicas enterradas, terminam na sua parte inferior por uma frente triangular de metal, dotada de um orifício pelo qual água e sedimento removidos da parcela são evacuados por uma mangueira para um reservatório de 10L de capacidade, colocado a jusante num buraco aberto no solo para o efeito. As colheitas de água e sedimento implicam a troca de reservatórios cheios por vazios e remoção do material retido nas frentes das parcelas. O volume de água e a massa de sedimento em suspensão foram determinados em laboratório, no segundo caso tomando uma mostra de 100 ml após forte agitação da água contida nos reservatórios, pesada depois de seca na estufa a 105°C. Perda de solo (PS) e escoamento (E), em cada parcela e colheita, calcularam-se por (SedFrt – massa seca do sedimento recolhido nas frentes, g; SedSusp – massa seca do sedimento amostrado na água do reservatório, g; V – volume de água no reservatório, L; A – área da parcela, m²; o fator 10 acomoda a relação entre volumes de referência e amostrado):

$$PS (g m^{-2}) = (SedFrt + 10 V SedSusp) / A$$

$$E (mm) = V / A$$

Ao longo de 14 meses (Abril de 2011 a Maio de 2012), no ensaio ainda em curso, foram realizadas 8 colheitas no final de períodos de precipitação significativa. Os totais do período de ensaio e do primeiro ano de ensaio correspondem à perda de solo e ao escoamento acumulados nas 8 colheitas e nas primeiras 7 colheitas, respetivamente.

Um udómetro, instalado na área de estudo, permitiu a medição dos totais de precipitação entre cada colheita.

Devido a vandalizações dos dispositivos instalados no terreno foi perdida informação relativa a perda de solo e escoamento, parcialmente em 3 colheitas e 2 parcelas, integralmente, numa colheita e parcela. Os dados em falta foram repostos, no primeiro caso, incorporando nos cálculos o valor médio do parâmetro em falta (ou dos relevantes para a sua determinação), calculado para o conjunto das parcelas restantes nessas colheitas. No segundo caso, assumiu-se a tendência de variação temporal do parâmetro em falta nas restantes parcelas como base das

estimativas dos valores em falta. Esta foi afetada, para a perda de solo, da tendência temporal de variação antecedente na mesma parcela para acomodar o historial de disponibilidade de partículas para o transporte erosivo na superfície do terreno.

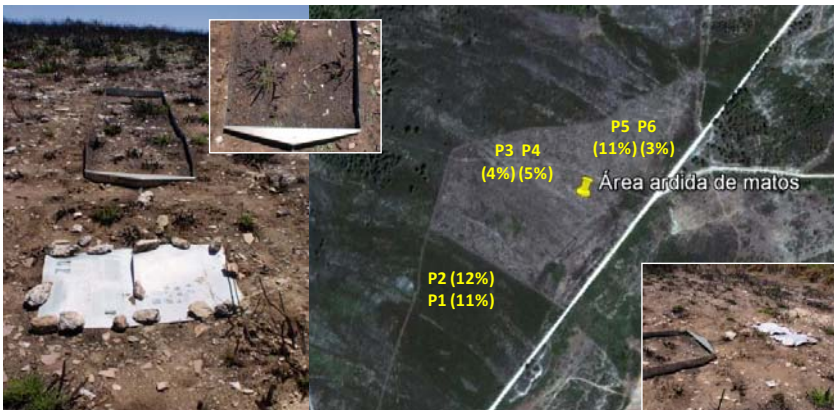


Figura 4. Dispositivo experimental para medição da erosão hídrica na área queimada: localização e declive (%) das 6 parcelas (centro direita), configuração das parcelas com dispositivo de recolha de água e sedimento coberto (esquerda e direita), condição de superfície das parcelas após a instalação (centro, esquerda, direita).

Fonte: Imagem Google Earth, Novembro de 2012 (centro direita)

Foram calculados, para cada colheita e parcela, indicadores da resposta erosiva às precipitações, a saber: coeficiente de escoamento (razão entre escoamento e precipitação, %), concentração de sedimento no escoamento (razão entre perda de solo e escoamento, $g L^{-1}$), perda de solo unitária (razão entre perda de solo e escoamento, $g m^{-2} mm^{-1}$)

As avaliações da condição de superfície das parcelas e da evolução da vegetação na área de estudo não foram ainda incorporadas na análise de resultados apresentada.

O tratamento estatístico da informação coligida incluiu estatística descritiva, análise de variância (a um fator) e testes de comparação de médias (Tukey, $p < 0,05$).

2. RESULTADOS

Para o período de 14 meses de ensaio foram registados 545,3 mm de precipitação, sendo o total global de escoamento e perda de solo no conjunto das parcelas de 13 mm e de 147,3 $g m^{-2}$, respetivamente. A resposta erosiva global das parcelas neste período traduziu-se num coeficiente de escoamento de 2,4 %, com concentração de sedimento de 11 $g L^{-1}$, sendo a perda de solo por unidade de precipitação de 0,27 $g m^{-2} mm^{-1}$ (Quadro 1).

No mesmo período, a resposta erosiva das parcelas foi relativamente ampla, com o coeficiente de escoamento a variar entre 1,8 e 3,5%, a concentração de sedimento entre 8 e 14 $g L^{-1}$, e a perda de solo unitária entre 0,18 e 0,51 $g m^{-2} mm^{-1}$, nas parcelas de menor e de maior valor respetivamente. O escoamento menor registado foi de 9,8 mm na parcela 6, contra um máximo de 19,2 mm na Parcela 1, padrão que se repetiu para a perda de solo (respetivamente, 95,8 e 276,6 $g m^{-2}$ nas parcelas indicadas) (Quadro 1).

Apuraram-se resultados de base anual para o primeiro ano de ensaio (12 meses), representados na Figura 5. Para uma precipitação de 354 mm, o escoamento anual médio nas 6 parcelas foi de 10,3 mm e a perda de solo de 128 $g m^{-2}$. As Parcelas 1 e 6 representaram os extremos de resposta erosiva no ensaio, seja quanto ao escoamento (16,5 a 7,2 mm, respetivamente), seja quanto à perda de solo (245 a 89 $g m^{-2}$, respetivamente). Tomando o conjunto dos registos do primeiro ano de ensaio, por parcela e por colheita, não se identificam diferenças significativas entre parcelas quanto ao escoamento do 1º ano de ensaio ($p = 0,252$), ao contrário da perda de solo, parâmetro em que as médias diferiram significativamente ($p = 0,023$) (Figura 5).

Quadro 1. Resultados globais do ensaio: precipitação total e valores médios e extremos dos totais de escoamento e perda de solo, e dos índices relacionados.

Parâmetro	Mínimo	Máximo	Média
<i>Parcelas, Período de ensaio, Colheitas</i> <i>Precipitação total (mm)</i>	6 Parcelas, 1/04/2011 – 30/05/2012, 8 Colheitas 545,3		
Escoamento total (mm)	9,8	19,2	13,0
Perda de solo total (g m⁻²)	95,8	276,6	147,3
Coeficiente de escoamento (%)	1,8	3,5	2,4
Concentração de sedimento (g L ⁻¹)	8	14	11
Perda de solo unitária (g m ⁻² mm ⁻¹)	0,18	0,51	0,27

Em ambos os parâmetros, escoamento e perda de solo, registaram-se diferenças importantes entre colheitas, em resultado de uma variação temporal na resposta erosiva dos talhões. O padrão médio desta resposta no conjunto das parcelas está representado na Figura 6. Escoamento e perda de solo diferem claramente neste padrão, no primeiro caso aproximando-se da resposta linear, com uma correlação forte entre os valores acumulados de precipitação e de escoamento ao longo do ensaio ($r^2 = 0,954$). Apesar disso, observam-se dois períodos nos quais a resposta erosiva foi mais produtiva em termos de exportação de água e sedimento das parcelas, designadamente os correspondentes à Colheitas 3 e 5. Nestes períodos, a perda de solo por unidade de precipitação foi expressivamente superior à das restantes colheitas, tornando o padrão de evolução temporal neste parâmetro distinto do escoamento. Independentemente disso, assinala-se que o padrão se assemelha, neste caso, a uma curva sigmoide, com perdas de solo tendencialmente menores ao longo do tempo.

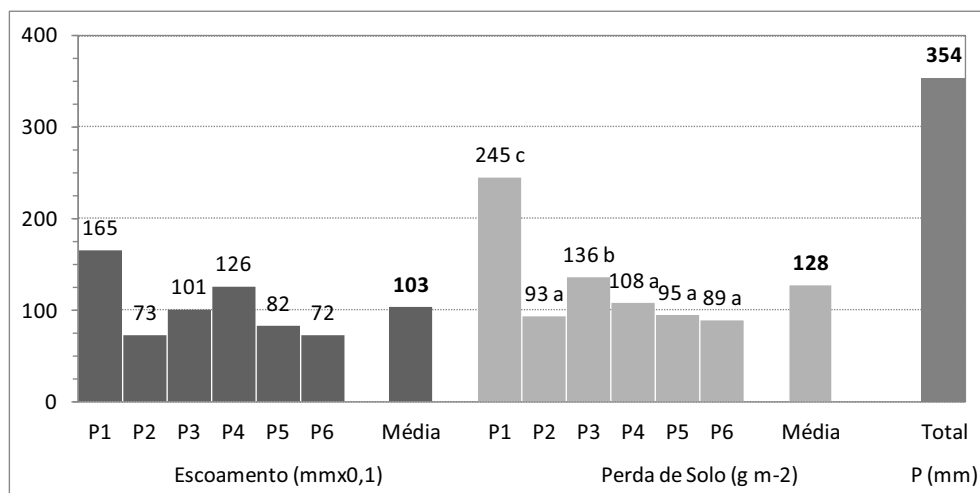


Figura 5. Resultados do primeiro ano de ensaio: escoamento e perda de solo totais médios e por parcela (P1 a P6), e precipitação total registada (valores seguidos por letras diferentes no topo das colunas diferem significativamente, $p < 0,05$).

A permeabilidade do solo no ensaio situou-se, em termos médios, nas classes rápida e muito rápida. Todavia, os valores deste parâmetro apresentaram uma muito acentuada dispersão, encontrando-se amostras até à classe muito lenta, em qualquer dos momentos de amostragem. É de assinalar que os valores medianos são sensivelmente inferiores aos médios, ainda assim indicando condições de fluxo de água no solo superficial não desfavoráveis na maioria das amostras. A média dos valores de permeabilidade evoluiu ao longo do tempo, decrescendo de 22 cm h⁻¹, na condição original do solo, para 14 cm h⁻¹ imediatamente após o fogo. Dois meses depois, a média subiu significativamente para 113 cm h⁻¹, decrescendo para 36 cm h⁻¹, 8 meses após o fogo, valor que difere significativamente dos restantes (Quadro 2).

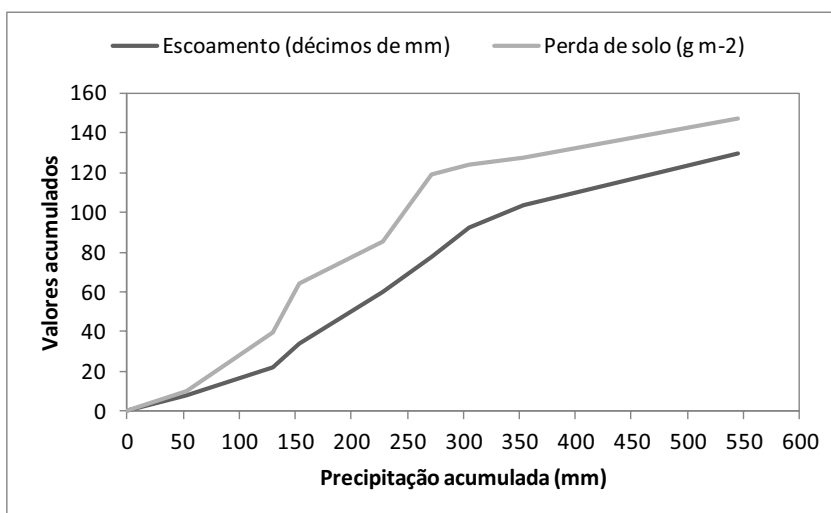


Figura 4. Evolução temporal do escoamento e da perda de solo ao longo do ensaio: média das 6 parcelas de erosão

Quadro 2. Permeabilidade do solo superficial ao longo do ensaio: média e dispersão dos valores de 11 amostras (médias seguidas por letras diferentes diferem significativamente, $p < 0,05$; DP – Desvio-Padrão).

Estatísticas	Antes do fogo	Após o fogo		
		Imediatamente	2 Meses	8 Meses
<u>Paramétricas</u>		<u>Permeabilidade (cm h⁻¹)</u>		
Média – DP	-	-	20	18
Média	22 a	14 a	113 c	36 b
Média + DP	51	30	206	54
<u>Não paramétricas</u>				
Mínimo	0	1	17	16
Mediana	13	9	81	28
Máximo	94	50	250	76

3. DISCUSSÃO

Os resultados apresentados evidenciam as condições particulares do ensaio quanto à precipitação. O período de ensaio, especialmente no seu primeiro ano foi anormalmente seco (cerca de 40 % da média), de resto com uma distribuição muito diferente do padrão normal (chuva nos meses de Verão e um Inverno sem precipitação). Considerando que a precipitação é fator e agente de erosão hídrica, os resultados obtidos deverão refletir esta circunstância, pelo que se podem tomar as respostas erosivas como representativas de um mínimo potencial para as condições de ensaio.

A taxa anual de erosão no conjunto das parcelas (equivalente a 1,3 Mg ha⁻¹) é inferior à tolerância de perda de solo em regra admitida para solos delgados de substrato não renovável (2,2 Mg ha⁻¹ ano⁻¹; Arnoldus, 1977), embora se aproxime do valor de 1,4 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, em processo de aceitação como tolerância de perda de solo no espaço europeu (Verheijen *et al.*, 2009). É também mais baixa do que a registada em parcelas de dimensão semelhante instaladas nos primeiros anos da plantação de um povoamento florestal, com condições de superfície semelhantes quanto à cobertura vegetal adventícia (Fonseca, 2005; Figueiredo *et al.*, 2012). Em áreas ardidas, de floresta e mato, os registos são em regra superiores (Thomas *et al.*, 1999; Andreu *et al.*, 2001; Pardini *et al.*, 2004; Campo *et al.*, 2006; Gimeno-García *et al.*, 2007), assim como em matos não submetidos ao fogo (Nunes *et al.*, 2011). Interpretação no mesmo sentido é válida para os valores médios globais de escoamento anual (10,3 mm).

O baixíssimo total anual de precipitação justificará, em primeira aproximação, estes valores porquanto, tomando a perda de solo unitária calculada para o período de ensaio como elemento de estimativa ($0,27 \text{ g m}^{-2} \text{ mm}^{-1}$), apura-se uma perda de $2,3 \text{ Mg ha}^{-1}$ em ano de precipitação normal. Acresce que, outros fatores não explorados ainda na análise dos resultados podem concorrer para um baixo potencial de perda de solo nestas condições de ensaio. É particularmente o caso da elevada pedregosidade dos solo na área, situação semelhante à de outras áreas estudadas pelos autores no NE de Portugal (Figueiredo e Ferreira., 1993; Figueiredo, 2001; Fonseca, 2005; Figueiredo *et al.*, 2012).

Os valores apurados ao nível da parcela de erosão sublinham a forte dispersão das séries de perda de solo e de escoamento, referenciada com frequência (e.g., Figueiredo, 2001; Fonseca, 2005). Nota-se que a perda de solo na Parcela 1 supera a tolerância aceite de $2,2 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, mostrando que, no contexto da área de estudo e sob condições de baixa precipitação, podem esperar-se taxas pontuais de perda de solo severas.

As diferenças na resposta erosiva das parcelas, estatisticamente significativas no caso da perda de solo, não poderão ser atribuídas ao fator declive, já que a correlação positiva entre as duas variáveis não é significativa ($r^2 = 0,118$). Assim, os fatores que explicarão as diferentes respostas erosivas observadas deverão associar-se a processos atuantes a uma escala menor do que a dimensão das parcelas. A evolução da cobertura vegetal do terreno, a pedregosidade e a rugosidade superficial nas parcelas são muito importantes para a resposta erosiva à micro-escala (Fonseca, 2005; Figueiredo *et al.*, 2012). Ainda não incorporados na análise de resultados do ensaio, esses fatores deverão contribuir para melhor interpretar as diferenças registadas.

A evolução temporal da perda de solo e do escoamento em parcelas de erosão segue padrão já conhecido, verificado experimentalmente em áreas de solo nu ou escassamente revestido de vegetação (Fonseca, 2005; Figueiredo *et al.*, 2012). Em dois dos períodos de precipitação antecedentes das colheitas de água e sedimento efetuadas, designadamente os da 3ª e da 5ª colheitas, a taxa de perda de solo foi elevada, parecendo corresponder, do ponto de vista de resposta erosiva à janela de perturbação muitas vezes assinalada em estudos de erosão em áreas áridas (Prats, 2013; Malvar, 2013). Embora ocorrendo em momento relativamente precoce quando comparado com o desses estudos, os resultados mostram que a eles sucederam taxas sensivelmente mais baixas e consistentemente decrescentes. Nos períodos críticos assinalados, as taxas de perda de solo anual equivalente calculadas para um ano médio de precipitação na área de ensaio seriam de $8,7$ e $6,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, para a 3ª e 5ª colheitas, respetivamente, valores superando largamente a tolerância de perda de solo.

A dispersão de valores de permeabilidade encontrada nas amostragens realizadas corresponde à situação típica observada nesta propriedade do solo (Hillel, 1998). O decréscimo da permeabilidade após o fogo relativamente à condição antecedente do solo é amplamente referenciado na literatura, em regra atribuído à hidrofobicidade do solo gerada pela libertação, por ação do fogo, de constituintes de natureza lipídica presentes no material vegetal ardido, condição de persistência muito variável em função da severidade do fogo e das condições ambientais prevalecentes após o fogo (Imeson *et al.*, 1992; Hubbert *et al.*, 2006; Are *et al.*, 2009; Woods and Balfour, 2010). Os valores elevados da permeabilidade média, e mesmo da mediana, na área de ensaio mostram, todavia, que esse efeito não foi extensivamente apreciável e para tanto podem ter contribuído as condições de elevada humidade do solo nesse período do ano.

No caso em estudo, a persistência dessa condição pós-fogo foi curta, uma vez que a permeabilidade média determinada aos 2 meses após o fogo foi muito significativamente superior. A ocorrência do fogo poderá ter implicado a queima de raizame superficial da vegetação presente. Uma vez arenado após o desaparecido o efeito da hidrofobicidade inicial, a rede de bioporos determinada pelo raizame superficial, agora desimpedida pela queima do material vegetal, terá, aparentemente passado a assegurar um fluxo preferencial, mais rápido, da água, explicando, assim, a elevada permeabilidade do solo superficial determinada 2 meses após o fogo.

O decréscimo para valores significativamente inferiores de permeabilidade aos 8 meses após o fogo, ainda assim significativamente superiores aos do início do ensaio (antes e após o fogo), pode explicar-se pelo rearranjo e consolidação da estrutura do solo na nova condição determinada pelo fogo. De facto, para esta nova condição concorrem efeitos de sentido oposto como a precipitação, o colapso parcial de bioporos vazios, a instalação de vegetação adventícia, o restabelecimento da flora microbiana e da atividade biológica do solo. Os resultados indicam que o balanço dos efeitos acima sugeridos, determinou, ao fim de 8 meses após o fogo, a manutenção, em termos médios, de condições para um fluxo rápido de água no solo superficial. Estes resultados podem também justificar o baixo coeficiente de escoamento calculados para o período

de ensaio, uma vez que são uma expressão das condições favoráveis à infiltração de água no solo prevalecentes nas parcelas.

CONCLUSÕES

Embora os valores absolutos reportados relativamente às variáveis indicadoras de degradação física do solo por efeito do fogo na área de matos em estudo, não sejam expressivos, elucidam no entanto sobre a complexidade das respostas nos processos hidrológicos e do solo nestas condições.

Para além disso, e no que respeita em especial a erosão hídrica, há que considerar o facto de a condição de partida corresponder a solos delgados, já degradados na sua capacidade de atender aos requisitos básicos de suporte de uma cobertura vegetal significativa para a proteção do solo. As taxas de erosão apuradas neste trabalho, para uma condição potencial associada à muito baixa precipitação registada, situaram-se próximo de $1,5 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Estes valores e as condições experimentais em que se registaram, próximos dos limites de tolerância de perda de solo em processo de aceitação na Europa, permitem considerar, em termos conclusivos, que o ensaio confirma a especial sensibilidade das áreas ardidas aos processos de degradação física do solo em consequência do fogo, situação em que os matos se incluem.

Estas razões impõem a necessidade prosseguir e aprofundar os trabalhos experimentais no terreno nestas áreas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGROCONSULTORES E COBA. 1991. *Carta dos Solos do Nordeste de Portugal*. UTAD, Vila Real.
- ANDREU, V., IMESON, A. C., RUBIO, J. L. 2001. Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena* 44: 69-84.
- ARE, K. S., OLUWATOSIN, G. A., ADEYOLANU, O. D., OKE, A. O. 2009. Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol: Soil physical properties. *Soil and Tillage Research* 103: 4-10.
- ARNOLDUS, H. M. J. 1977. Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. In *Assessing Soil Degradation*, FAO Soils Bulletin n° 34, FAO, Rome, Italy, p. 39-48.
- BOMPASTOR, A., FIGUEIREDO, T., FONSECA, F. 2009. Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – produção de serviços ecossistémicos. *Proceedings 15º Congresso da APDR, Cabo Verde*, p. 339-364.
- CAMPO, J., ANDREU, V., GIMENO-GARCÍA E., GONZÁLEZ, O., RUBIO, J. L. 2006. Occurrence of soil erosion after repeated experimental fires in a Mediterranean environment. *Geomorphology* 82: 376-387.
- CIMO, 2009. *Novos sistemas para os espaços de montanha – projeto transversal do CIMO*. Centro de Investigação de Montanha, Bragança.
- FERNANDES, R. C., CORDOVIL, C. M., DE VARENNES, A. 2009. Use of organic residues to recover nutrients and organic matter pools in burned soils. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, Portugal.
- FIGUEIREDO, T. de, FERREIRA, A. G. 1993. Erosão dos solos em vinha de encosta na Região do Douro, Portugal. In: *Atas do “XII Congresso Latinoamericano da Ciência do Solo”*. Salamanca, Espanha, p. 79–88.
- FIGUEIREDO, T. de 2001. *Pedregosidade e Erosão Hídrica dos Solos em Trás-os-Montes: contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na Região do Douro*. PhD Dissertation, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 283pp.
- FIGUEIREDO, T. de. 2002. Uma panorâmica sobre os recursos pedológicos do Nordeste Transmontano. In: *Atas do “II Seminário sobre Recursos Naturais do Nordeste Transmontano”*, Escola Superior de Educação de Bragança, Novembro de 2001. 4-11, 9 pp.
- FIGUEIREDO, T., FONSECA, F., MARTINS, A. 2012. Soil loss and runoff in young forest stands as affected by site preparation technique: a study in NE Portugal. *European Journal of Forest Research* 131: 1747-1760.
- FONSECA, F. 2005. *Técnicas de preparação do terreno em sistemas florestais: Implicações no solo e no comportamento das plantas*. Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.

- FONSECA, F., LEITE, M., FIGUEIREDO, T. 2011. Soil properties in burned and unburned Mediterranean shrublands of Montesinho Natural Park, Northeast Portugal. In Gonçalves, A. B., Vieira, A. (eds.) *Fire effects on soil properties*, NIGP-Univ. Minho and GEGOT, p. 144-147.
- FONSECA, F., FIGUEIREDO, T., BOMPASTOR, M. A. 2012. Carbon storage in shrub communities of Montesinho Natural Park in northeast of Portugal. *Agroforestry Systems* 86: 463-475.
- GIMENO-GARCÍA, E., ANDREU, V., RUBIO, J. L. 2007. Influence of vegetation recovery on water erosion at short and medium-term after experimental fires in a Mediterranean shrubland. *Catena* 69: 150-160.
- HILLEL, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego, USA, 771pp.
- IMESON, A. C., VERSTRATEN, J. M., VAN MULLIGEN, E. J., SEVINK, J. 1992. The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19: 345-361.
- HUBBERT, K. R., PREISLER, H. K., WOHLGEMUTH, P. M., GRAHAM, R. C., NAROG, M. G. 2006. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma* 130: 284-298.
- HUNGERFORD, R. D. 1996. Soils. Fire in Ecosystem Management Notes: Unit II-I. USDA Forest Service, National Advanced Resource Technology Center, Marana, Arizona.
- IPB/ICN. 2007. *Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização*. Bragança.
- JOSÉ, S. 2009. Agroforestry for ecosystems services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76:1-10.
- MALVAR, M. 2013. Assessing the Combined Effect of Land Management and Wildfire on Runoff and Soil Erosion in North Central Portugal, Maruxa Malvar. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. 210 pp.
- NUNES, A. N., ALMEIDA, A. C., COELHO, C. O. A. 2011. Impacts of land use and cover type on run-off and soil erosion in a marginal area of Portugal. *Appl Geogr* 31:687-699.
- PARDINI, G., GISPERT, M., DUNJÓ, G. 2004. Relative influence of wildfire on soil properties and erosion processes in different Mediterranean environments in NE Spain. *Science of the Total Environment*, 328: 237-246.
- PRATS, S. 2013. Soil erosion mitigation following forest wildfires. Tese de Doutoramento. Universidade de Aveiro. 198 pp.
- RASHID, G. H. 1987. Effects of fire on soil carbon and nitrogen in a Mediterranean oak forest of Algeria. *Plant and Soil* 103: 89-93.
- ROSÁRIO, L. P. (coord.) 2011. *Serviços do ecossistema em espaços florestais – grupo de trabalho: 2º Relatório de progresso*. Autoridade Florestal Nacional, Lisboa, 75pp.
- THOMAS, A. D., WALSH, R. P. D., SHAKESBY, R. A. 1999. Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the Mediterranean environment of Northern Portugal. *Catena* 36: 283-302.
- VERHEIJEN, F. G. A., JONES, R. J. A., RICKSON, R. J., SMITH, C. J. 2009 Tolerable versus actual soil erosion rates in Europe. *Earth-Sci Rev* 94: 23-38.
- WIENHOLD, B. J., KLEMMEDSON, J. O. 1992. Effect of prescribed fire on nitrogen and phosphorus in Arizona chaparral soil-plant systems. *Arid Soil Research and Rehabilitation* 6: 285-296.
- WOODS, S. W., BALFOUR, V. N. 2010. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *Journal of Hydrology* 393: 274-286.

