

forum  
CIMO

ciência e  
desenvolvimento  
2012

Livro de atas

..... novembro 2012 .....

**Fórum CIMO - Ciência e Desenvolvimento 2012**  
**Centro de Investigação de Montanha**

Titulo: Livro de Atas do Fórum CIMO - Ciência e Desenvolvimento 2012

Editores: Centro de Investigação de Montanha

Editor: Instituto Politécnico de Bragança

Apartado 1038, 5301-854 Bragança

<http://www.ipb.pt/>

ISBN: 978-972-745-146-3

Design: Atilano Suarez, Serviços de Imagem do Instituto Politécnico de Bragança

# **Fórum CIMO - Ciência e Desenvolvimento 2012**

**Centro de Investigação de Montanha**

*Livro de atas*

*Auditório Dionísio Gonçalves*  
**Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança**  
**20 e 21 de novembro de 2012**  
**Bragança**

<b>Índice</b>	<b>Página</b>
<b>Prefácio</b>	
<b>Gestão de ecossistemas e qualidade ambiental</b>	
Projecto BIOURB - Análise do clima urbano e o seu contributo para o planeamento urbano sustentável - estudo da cidade de Bragança <i>Manuel Feliciano, Artur Gonçalves, Filipe Maia, Alfredo Rocha &amp; António Castro Ribeiro</i>	1
Degradação física do solo em áreas queimadas de matos no nordeste transmontano <i>Tomás de Figueiredo, Felícia Fonseca &amp; Anabela Queirós</i>	8
O uso dos herbívoros na prevenção dos incêndios: uma nova oportunidade para a sustentabilidade da floresta <i>Marina Castro &amp; Esther Fernández-Núñez</i>	16
Estimação da concentração e do transporte de sedimentos em suspensão em cursos de água de montanha: um estudo preliminar na Ilha da Madeira <i>Luiz Guerreiro Lopes &amp; Raquel Ladeira Lobo</i>	24
<b>Sustentabilidade de sistemas florestais e agroflorestais</b>	
Fatores moleculares da doença da “tinta” do castanheiro <i>Altino Choupina</i>	33
Crescimento e sobrevivência de espécies florestais instaladas na região Mediterrânica: efeito da intensidade de preparação do terreno <i>Felícia Fonseca, Tomás de Figueiredo &amp; Afonso Martins</i>	40
Idosos agricultores em Trás-os-Montes: análise da resposta à florestação das terras agrícolas no Planalto Mirandês e na Terra Fria <i>Sílvia Nobre</i>	49
<b>Tecnologia e qualidade dos produtos de montanha</b>	
Irradiação gama e feixe de eletrões: uma alternativa viável no tratamento pós- colheita promotora da qualidade da castanha <i>Amílcar L. Antonio, João C.M. Barreira, Márcio Carochó, Albino Bento, Isabel C.F.R. Ferreira</i>	57
Cogumelos silvestres portugueses: valorização como alimentos funcionais e fonte de nutracêuticos <i>Isabel C.F.R. Ferreira, Josiana A. Vaz, Lillian Barros, Gabriela M. Almeida, Anabela Martins &amp; M. Helena Vasconcelos FIGURA</i>	64
<b>Valorização dos sistemas agro-pecuários de montanha - pastagens e produção animal</b>	
Produção e valor nutritivo de pastagens de montanha <i>Jaime M. Pires, Esther Fernández Nuñez, Adelaide Fernandes, João Pires, Adelino Bernardo, Carlos F. Aguiar, Lurdes Galvão &amp; Nuno Moreira</i>	70
Fertilização de pastagens de sequeiro em modo de produção biológico <i>Esther Fernández Nuñez, Manuel A. Rodrigues, Margarida Arrobas, Carlos F. Aguiar, R. Cuiña-Cotarelo, M. Rosa Mosquera-Losada, A. Rigueiro-Rodríguez, Nuno Moreira &amp; Jaime M. Pires</i>	79
Melhoria da eficiência reprodutiva de ovinos das raças Churra Galega Bragançana e Churra da Terra Quente e de caprinos da Raça Serrana e de caprinos da raça Serrana <i>Teresa M. Correia &amp; Ramiro Valentim</i>	87

## **Conservação e monitorização da biodiversidade**

CONBI: Biodiversidade e Conservação de Bivalves – Informação Ecogeográfica, Genética e Fisiológica <i>Amílcar Teixeira, Simone Varandas, Ronaldo Sousa, Elsa Froufe, Manuel Lopes-Lima</i>	92
Monitorização das comunidades zooplanctónicas de albufeiras: aplicações e perspectivas <i>Ana Maria Geraldés &amp; Pedro Silva-Santos</i>	100
Política de recursos naturais e finanças locais <i>Nina Aguiar</i>	107

## **Valorização dos sistemas agro-pecuários de montanha: outros sistemas**

Análise de Insolvência das cooperativas de crédito agrícola em Portugal <i>Paula Cabo &amp; João Rebelo</i>	114
Compostagem de espécies invasoras <i>Luis Miguel Brito</i>	123
Fertilizantes “especiais” na agricultura transmontana <i>Manuel Ângelo Rodrigues, Isabel Q. Ferreira &amp; Margarida Arrobas</i>	132

# Projeto BIOURB - Análise do clima urbano e o seu contributo para o planeamento urbano sustentável – estudo da cidade de Bragança

Manuel Feliciano<sup>1</sup>, Artur Gonçalves<sup>1</sup>, Filipe Maia<sup>1</sup>, Alfredo Rocha<sup>2</sup> & António Castro Ribeiro<sup>1</sup>

1–Centro de Investigação de Montanha

Instituto Politécnico de Bragança

Campus de Santa Apolónia

2–Centro de Estudos do Ambiente e do Mar

Universidade de Aveiro

ajg@ipb.pt

*Resumo* – Nas cidades, os edifícios e as superfícies alteram significativamente as condições climáticas locais, criando um clima urbano, nem sempre desejável e saudável para os seus habitantes. Determinar os fatores de interação cidade-clima constitui um fator de grande relevância para o planeamento urbano sustentável.

No âmbito do Projeto POCTEP – BIOURB desenvolvem-se um conjunto de metodologias de caracterização climática da cidade de Bragança, com vista à definição de um modelo de clima urbano que possa orientar opções de desenho urbano. Este processo requer ainda a auscultação e o envolvimento dos principais “Stakeholders” locais, dos promotores imobiliários e da população. Os resultados da caracterização do clima urbano da cidade de Bragança, obtidos no âmbito da rede de monitorização desenvolvida para este projeto, mostram um efeito importante da orografia na variação espacial da temperatura, em especial no período noturno, e na drenagem e estagnação de ar frio à superfície. Apesar da sua pequena dimensão, a cidade apresenta igualmente o denominado efeito de ilha de calor. Este efeito, que origina um aumento da temperatura localizado, é particularmente observável durante o Verão, no período noturno e em condições de menor intensidade do vento. Os dados disponíveis permitem ainda identificar diferenças entre tipologias de ocupação urbana, divergentes em função da altura e densidade do edificado, grau de artificialização do solo e presença de vegetação. O processo de mapeamento bioclimático, resultante deste projeto, parte das características do clima local para determinar fatores de interação cidade-clima que determinam efeitos favoráveis (ex. ventilação no Verão) ou adversos (ex. EIC também no verão), que devem ser objeto de intervenção no domínio do desenho urbano.

*Palavras-chave:* Clima Urbano, Planeamento Urbano, Efeito de Ilha de Calor.

## 1 Introdução

A qualidade de vida e do ambiente nas zonas urbanas está intrinsecamente relacionada com o clima. Por sua vez, as estruturas urbanas modificam os elementos climáticos locais como a temperatura, a humidade relativa e a direção dos ventos. Os fenómenos mais representativos destas modificações são as “ilhas de calor urbanas” caracterizadas pelo aumento da temperatura do ar do espaço urbano face à das áreas naturais circundantes [1]. Apesar desta importante relação entre estruturas urbanas e clima urbano, a integração de critérios climáticos nas mais variadas intervenções urbanísticas não é frequente nem é de fácil operacionalização. As principais razões incluem a dificuldade de comunicação entre climatologistas e urbanistas, bem como a falta de uma ferramenta que traduza as condições climáticas numa linguagem de planeamento, de forma a apoiar os profissionais da área a encontrar opções de desenho urbano que resultem numa melhoria da qualidade do ambiente urbano, com benefícios claros para os habitantes [2].

O Mapeamento de Clima Urbano (MapUC), apesar de envolver metodologias complexas, tem surgido como a ferramenta capaz de traduzir as condições climáticas de uma zona urbana num conjunto de recomendações urbanísticas, podendo contribuir de forma efetiva para minimizar o *stress* induzido pelo calor ou frio, incrementar as condições de conforto climático e melhorar inclusive a qualidade do ar [3]. Os MapUC devem identificar as zonas que são ventiladas, as manchas que são mais confortáveis, as áreas mais problemáticas e a forma como os edifícios podem afetar a circulação do vento na cidade [4]. Esta ferramenta combina sinergicamente vários parâmetros climáticos (e.g. velocidades e direções de vento, radiação solar, temperatura do ar) com informações sobre o topografia da cidade, a paisagem, o edificado e outros elementos construtivos, entre outros, de modo a apresentar os fenómenos e os problemas climáticos num plano bidimensional. Além

dos fatores físicos referidos, o desenvolvimento dos MApUC baseiam-se também em critérios qualitativos e subjetivos [5].

Embora se tenha vindo a assistir a um progresso significativo a nível do mapeamento do clima urbano em vários países, as diferentes metodologias utilizadas têm de ser melhoradas e devem ser validadas para uma diversidade mais ampla de estruturas urbanas e de condições climáticas [6].

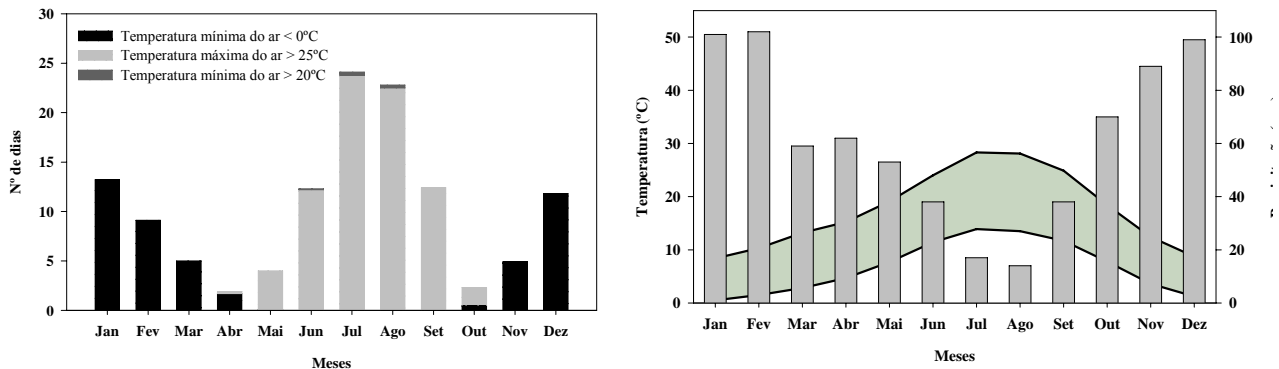
No âmbito do projeto transnacional BIOURB, está a ser desenvolvido um MapUC para a cidade de Bragança, com o objetivo de informar a atividade de planeamento local, nacional e ibérica. A metodologia adotada parte da monitorização do clima urbano e do conhecimento da sua relação com as condições locais, para definir estratégias que contribuam para a melhoria da qualidade dos espaços exteriores e para a atenuação dos efeitos adversos colocados sobre os edifícios (ex. exposição ao vento no inverno ou elevação da temperatura no verão).

O presente artigo apresenta os resultados preliminares com foco para a caracterização da evolução espaciotemporal da Ilha de Calor Urbano na cidade de Bragança, procurando-se estabelecer as eventuais relações entre as principais propriedades da Ilha de Calor Urbano e as características do espaço urbano e peri-urbano classificadas em função da definição de Zonas Climáticas Locais (ZCL) [7].

## 2 Metodologia

### 2.1 Local de Estudo

A cidade de Bragança está localizada no nordeste de Portugal, com uma área aproximada de 25 km<sup>2</sup> e uma população de 27 mil habitantes. O clima local caracteriza-se pelo contraste entre um inverno frio e chuvoso e um verão quente e seco (Fig.1b e 1c), correspondendo a classe Csb segundo a classificação de Köppen. Nos últimos dez anos, a cidade de Bragança sofreu um desenvolvimento significativo, em que uma boa parte dos espaços naturais deram lugar a áreas construídas e noutras situações a zonas verdes de diferentes tipologias. O corredor verde definido pelo traçado do rio Fervença é uma das características fisiográficas marcantes da cidade.

















**Figura 1.** a) Número médio de dias com temperatura máximas superiores a 25°C e mínimas inferior a 0°C e superior a 20°C; b) Variação mensal da temperatura máxima e mínima e da precipitação mensal.

### 2.2 Definição de zonas climáticas (ZCL)

A definição de zonas climáticas constitui a base para a avaliação dos efeitos das estruturas urbanas sobre as condições climáticas locais. Neste estudo seguiram-se as orientações propostas por Oke [7] para a definição das ZCL. Em particular, consideraram-se as seguintes categorias: Zonas Residenciais Plurifamiliares de Média-Alta densidade (PMA); Zonas Residenciais de Baixa a Média densidade Tradicional (BDT); Zonas Residenciais Urbanas Unifamiliares Recentes (UMR); Zona de Comercio e Serviços (ZCS); Espaços Verdes Urbanos (EVU); Espaços de Transição Urbano-Rural (TUR); e Zonas Rurais na Envoltura (ZRE). A Tabela 1 apresenta a diferenciação destas zonas em termos de características fisiográficas, do sky view factor (svf), da rugosidade e da impermeabilidade da superfície. Além das características de desenho urbano, foram definidos pontos ao longo de um transecto rural-urbano, de forma a compreender os efeitos de ilha de calor urbana e os efeitos topográficos.

Tabela 1: Descrição e parametrização das zonas climáticas locais.

Zona Climática Local <sup>1</sup>		Sky View Factor <sup>2</sup>	Rugosidade <sup>3</sup>	% Impermeabilidade <sup>4</sup>	
<b>PMA</b> – Edificado moderno de altura média-alta, elevada densidade e superfícies pavimentadas			0.59 - 0.81	1.54 - 2.5	94 - 99
<b>BDT</b> – Núcleo mais antigo da cidade, com edificado de altura média-baixa (2 a 5 andares), elevada densidade, edificado em pedra e tijolo			0.69 - 0.92	0.93 - 1.07	88 - 99
<b>UMR</b> – Média densidade, ruas de habitações de baixa altura em banda ou isoladas			0.74 - 0.76	0.74 - 0.76	90 - 99
<b>ZCS</b> – Comercial e industrial - elevado desenvolvimento, densidade média-baixa com edifícios baixos de elevada envergadura e estacionamento pavimentado			0.82 - 0.99	0.82 - 0.99	99
<b>EVU</b> – Espaços verdes urbanos – cobertura predominantemente verde com vegetação rasteirara e arbórea.			0.91 - 0.99	0.08 - 2.00	2 - 81
<b>TUR</b> – Espaços semirurais – casas dispersas com envolventes agriculturadas e florestadas			0.97 - 1.00	0.00 - 0.15	23 - 57
<b>ZRE</b> – áreas rurais isoladas nos subúrbios da cidade representativas das características da paisagem local			1	0	0 - 20

1 – Adaptado de [7] considerando condições rurais e urbanas e os espaços verdes como uma categoria autónoma; 2 – Fotografias de olho de peixe tiradas com uma Nikon EOS 550D equipada com uma lente SIGMA 4.5 mm F2.8.; 3 – Calculado com uma extensão do ArcView 3.2[8]; 4 – Considerando um “buffer” de 50 metros de raio.

### 2.3. Monitorização do clima urbano

A caracterização do clima urbano teve início em novembro de 2011 com a instalação de 23 sensores de temperatura e humidade relativa do ar (modelo TGP-4500, TinyTag, Gemini DataLoggers, UK), colocados a três metros acima do nível do solo, em postes de iluminação pública. Os sensores foram distribuídos pela cidade tendo por base os seguintes critérios: assegurar uma distribuição dos pontos de medição por toda a área de estudo (Fig. 2); colocar pelo menos três sensores em cada uma das sete zonas climáticas locais definidas anteriormente; e permitir avaliar o gradiente urbano-rural relativamente aos parâmetros climáticos.

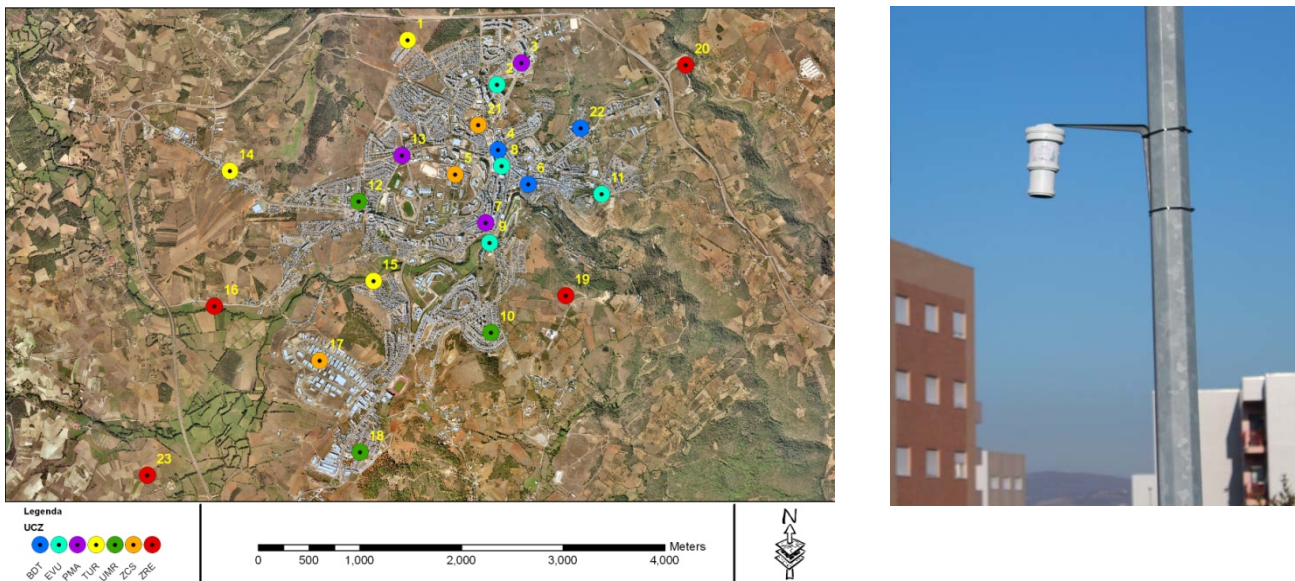


Figura 2. a) Mapa da superfície da cidade de Bragança e distribuição espacial dos pontos de medição; b) detalhe dos sensores de temperatura e humidade relativa do ar TGP 4500.

A instalação de três estações meteorológicas na área urbana tem possibilitado a medição da velocidade e da direção do vento (Modelo 05103, Wind Monitor. Young, EUA) e assegurado o controlo da qualidade dos dados temperatura e humidade recolhidos. Os parâmetros meteorológicos têm sido registados a cada 10 minutos e convertidos em médias horárias.

### 3 Resultados

#### 3.1 Avaliação da estrutura espaciotemporal da Ilha de Calor Urbano (ICU)

Para avaliar a evolução da ICU, os dados foram corrigidos atendendo ao diferencial de altitude entre os diferentes pontos de monitorização. Posteriormente, calcularam-se os valores médios horários da temperatura para cada ZCL urbana e compararam-se com os valores médios horários obtidos para a zona climática rural, de modo a avaliar a magnitude e a estrutura espaciotemporal da ICU. A Figura 3 mostra o ritmo da variação diurna da Ilha de Calor Urbano para condições meteorológicas distintas, ao longo de diferentes épocas do ano - inverno, primavera e verão.

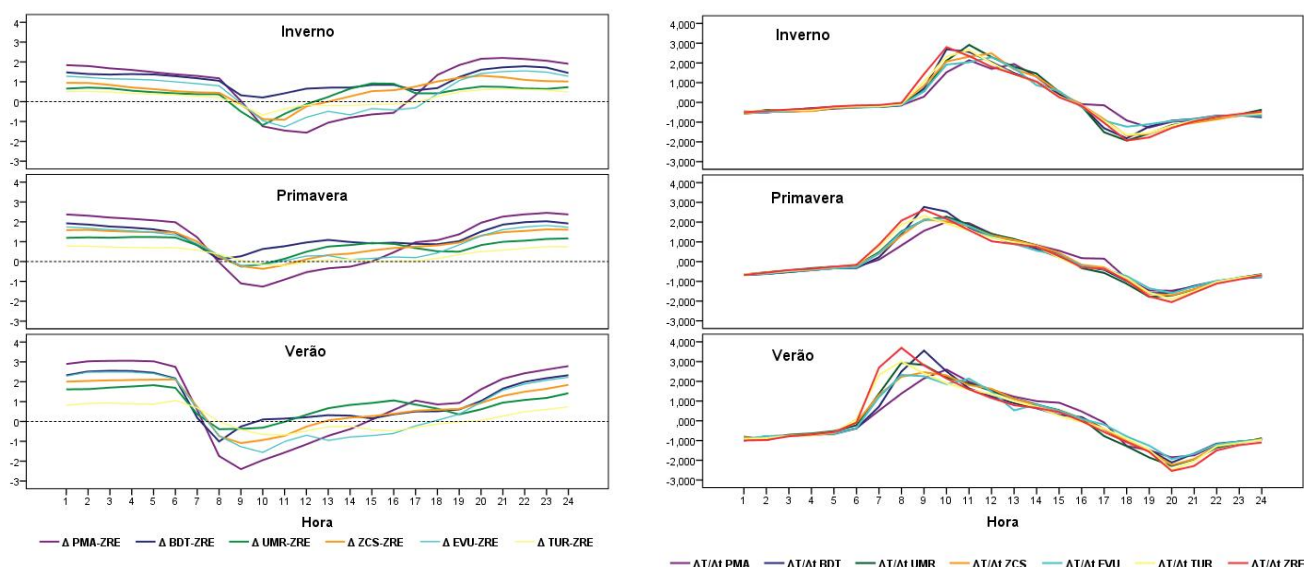
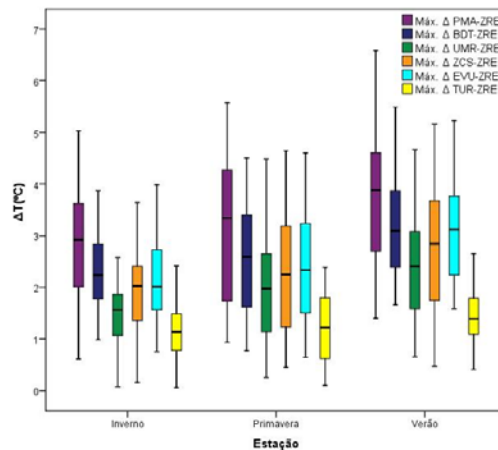


Figura 3. a) Variação diária da intensidade da ICU em estações urbanas durante o inverno, primavera e verão; b) Variação diária das taxas de aquecimento/arrefecimento ( $\Delta T/\Delta t$ ) nas diferentes classes ZCL.

Globalmente, torna-se evidente que o efeito ICU é significativo, apesar de a cidade ser dimensão relativamente pequena. A magnitude máxima da ilha de calor para qualquer uma das ZCL urbana ocorre durante a noite, duas a três horas depois do pôr do sol. Os valores mais elevados são alcançados nas zonas climáticas urbanas mais artificiais (PMA e BDT), chegando a atingir valores de aproximadamente 2,0°C no inverno e 3,0°C no verão. Por outro lado, a menor magnitude do efeito de ilha de calor foi alcançado duas a três horas após o nascer do sol, na medida em que foram detetadas "ilhas frias" em várias zonas climáticas, ou seja, diferenças térmicas negativas. A zona climática BDT tem um comportamento ligeiramente diferente das restantes, com temperaturas médias consistentemente superiores às registadas na zona ZRE ao longo das 24 horas e sobretudo nos meses de inverno e primavera. A avaliação da intensidade máxima diária da ICU (Fig. 4) corrobora a leitura anterior ao evidenciar que os valores mais elevados do efeito de Ilha de Calor são registados nas zonas urbanas mais intervencionadas e com um maior desenvolvimento de atividades humanas. Nestas zonas as magnitudes foram superiores a 5°C, no inverno, e superiores a 6°C no verão. Este comportamento sugere que as situações sinópticas de estabilidade, mais prevalentes nos meses de primavera e verão, potenciam o efeito, enquanto as situações de instabilidade atenuam/inibem a existência da Ilha de Calor. Esta relação não é todavia linear, uma vez que tem sido detetadas, em alguns estudos [8] situações de relativa instabilidade que não só admitem a ocorrência de ICU como até podem corresponder a algumas das situações de ICU de magnitude mais elevada.

O efeito de Ilha de Calor Urbano foi também avaliado através da análise da variação diária da taxa de aquecimento/arrefecimento para cada ZCL, cujos resultados estão ilustrados na Figura 3b. De um modo geral, verifica-se que às maiores magnitudes do efeito de ilha de calor estão associadas menores variações de

temperatura horária, sugerindo que o fator determinante para o efeito é a variação temporal da temperatura na zona ZRE. Resulta ainda da análise da figura 3b que, imediatamente após o nascer do sol e após o pôr do sol, assiste-se a um aumento temporário da taxa de variação da temperatura, à medida que nos deslocamos das zonas urbanas artificiais para as zonas semi-naturais. Este padrão é um reflexo do efeito dos distintos comportamentos térmicos das superfícies e em particular uma mais rápida variação das temperaturas em contextos menos urbanizados.



**Figura 4.** Gráfico de bigodes relativo às diferenças entre as temperaturas médias máximas diárias das diversas zonas climáticas urbanas e a zona rural.

### 3.2 Avaliação da influência do vento no efeito da ICU

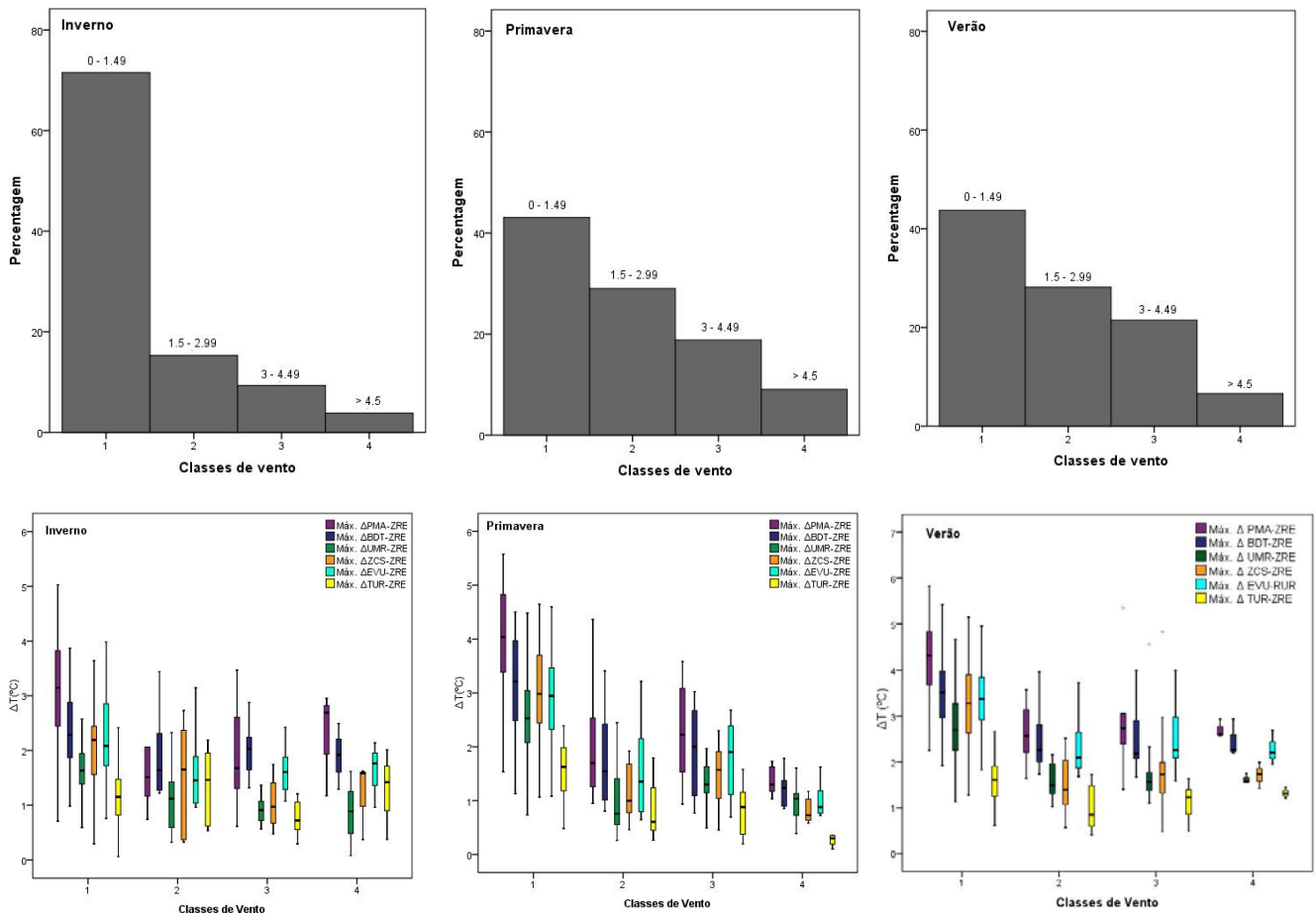
Para avaliar a influência da velocidade do vento sobre o efeito da Ilha de Calor Urbano, reportada em muitos estudos [9, 10], a intensidade máxima do efeito de ilha de calor foi analisada em função de 4 classes de velocidade do vento [11], como se ilustra na Figura 5. De um modo geral verificou-se que na cidade de Bragança prevaleceram as velocidades inferiores a  $1,5 \text{ m s}^{-1}$ , com maior relevância nos meses de inverno. Na primavera e no verão os registos mostraram um ligeiro incremento dos níveis de ventilação da cidade. A análise realizada mostra também que, apesar da evidente variabilidade entre as diferentes zonas, as maiores magnitudes do efeito de ilha de calor estão associadas a velocidades de vento mais baixas.

## 4 Modelo de avaliação do clima urbano

O modelo de avaliação do clima urbano, que se encontra em fase de desenvolvimento, envolverá as seguintes etapas:

- caracterização das condições climáticas por intermédio de dados históricos, recolhidos em estações meteorológicas, conjuntamente com os dados recolhidos em sensores, que conjuntamente servem para validar o modelo;
- caracterização das variáveis urbanas e territoriais (e.g. a forma do território; a ocupação do solo e a presença e forma dos edifícios) com as quais se estabelecerá um conjunto de relações com o comportamento das variáveis climáticas;
- combinação dos elementos das etapas anteriores num mapa climático urbano, identificando as principais características climáticas, incluindo a identificação de locais de alteração térmica (zonas de acumulação de calor ou retenção de ar frio) ou do vento (canalização ou retenção);
- validação do modelo com base nos dados de monitorização do clima local.

Uma vez finalizado, este modelo será apresentado às autoridades locais competentes e aos profissionais do sector.



**Figura 5.** a) Distribuição de frequências da velocidade do vento por 4 classes, para os períodos de inverno, primavera e verão; b) magnitudes da ICU em função das classes de velocidade do vento, para as diferentes zonas climáticas e para os meses de inverno, primavera e verão.

## 5 Considerações Finais

A avaliação do clima urbano requer a realização de estudos de campo bastante complexos e exigentes em termos de recolha de dados. Os resultados preliminares mostram que existe Ilha de Calor de magnitude considerável e variável, sobretudo nas áreas com maior densidade de edifícios, menor *sky view factor* e de mais trânsito rodoviário. O efeito de ilha de calor atinge magnitudes que podem ultrapassar os 5°C nos meses de inverno e os 6°C nos meses de verão. Entre os elementos de análise que cumpre ainda desenvolver, caberá aquilatar sobre o verdadeiro impacte deste fenómeno, uma vez que a ilha de calor urbano pode traduzir efeitos contraditórios em função do período do ano considerado. Se nos períodos de maior calor, como no caso de fenómenos de vagas de calor, este efeito pode agravar os consumos de energia em edifícios e os seus efeitos nocivos sobre a saúde. No entanto, existe um amplo conjunto de meses em que em Bragança se registam temperaturas inferiores às de conforto térmico, pelo que este processo poderá inclusive trazer benefícios para a melhoria do desempenho energético de edifícios.

Futuramente serão desenvolvidas análises adicionais como a avaliação da influência topográfica (ex. influência do rio e análise de padrões de vento, que possam contribuir para a construção de um mapa climático rigoroso, que em conjunto informem a atividade de planeamento urbano da cidade de Bragança e constituir um referencial para o desenvolvimento de iniciativas similares em outras cidades nacionais e peninsulares.

### Agradecimentos

Os autores agradecem à Comissão Europeia pelo financiamento FEDER do projeto BIOURB como parte do Programa POCTEP – Projeto Transnacional. Este projeto está a ser desenvolvido no âmbito do quadro das atividades do Centro de Investigação de Montanha (CIMO).

### Referências

- [1] He J.F, Liu J.Y, Zhuang D.F, Zhang W & Liu M. L. 2007. Assessing the effect of land use/land cover change on the change of urban heat island intensity. *Theoretical and Applied Climatology* 90(3–4):217–226.
- [2] Alcoforado M. J, Andrade H, Lopes A & Vasconcelos J. 2009. Application of climatic guidelines to urban planning: the example of Lisbon (Portugal). *Landscape and Urban Planning* 90: 56–65.
- [3] Burghardt R., Katzschner L., Kupski S., Chao R. & Spit T. 2010. *Urban Climatic Map of Arnhem City*. Future Cities - urban networks to face climate change.
- [4] Ng, E., Katzschner L. & Wang U. 2007. *Initial Methodology of Urban Climatic Mapping – Urban Climatic Map and Standards for Wind Environment – Feasibility Study*, Technical Report for Planning Department HKSAR, April 2007.
- [5] Scherer D, Fehrenbach U, Beha H-D & Parlow E. 1999. Improved concepts and methods in analysis and evaluation of the urban climate for optimizing urban planning process. *Atmospheric Environment* 33: 4185–4193.
- [6] Ren, C., E.Y.-y. Ng, & L. Katzschner. 2010. Urban climatic map studies: a review. *International Journal of Climatology* 31(15): p.2213-2233.
- [7] Stewart, I.D. & T.R. Oke. 2009. *Newly developed "thermal climate zones" for defining and measuring urban heat island magnitude in the canopy layer*. T. R. Oke Symp. and Eighth Symp. on Urban Environment. Preprints, Phoenix, AZ, Amer. Meteor. Soc., J8.A.
- [8] Balkestaohl L.C. 2009. *Estrutura espaciotemporal da Ilha de Calor Urbano (Porto)*. Cadernos do curso de Doutorado em Geografia. Faculdade de Letras da Universidade do Porto.
- [9] Gál, T. & Unger J. 2009. Detection of ventilation paths using high-resolution roughness parameter mapping in a large urban area. *Building and Environment* 44(1): p. 198-206.
- [10] Morris, C.J.G. & Simmonds I. 2001. Quantification of the influence of wind and cloud on the nocturnal urban heat island of a large city. *Journal of Applied Meteorology*, 40(2): p. 169-182.
- [11] Zhang, N., L. Zhu, & Zhu Y. 2011. Urban heat island and boundary layer structures under hot weather synoptic conditions: A case study of Suzhou City, China. *Advances in Atmospheric Sciences*, 28(4): p. 855-865.
- [12] Chow, W.T.L. & Roth M. 2006. Temporal dynamics of the urban heat island of Singapore. *International Journal of Climatology*, 26(15): p. 2243-2260.

## Degradação física do solo em áreas queimadas de matos no nordeste transmontano

Tomás de Figueiredo, Felícia Fonseca & Anabela Queirós  
Centro de Investigação de Montanha  
Instituto Politécnico de Bragança  
Campus de Sta Apolónia, Apartado 1172, 5301-854 Bragança  
tomasfig@ipb.pt

*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 essencialmente incipientes, predominando Leptossolos derivados de xisto. Desde sempre o fogo esteve associado à floresta, 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 m<sup>2</sup> 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<sup>-1</sup> nesse período. Estes resultados, embora correspondendo ainda a um período curto de observação, confirmam a complexidade dos processos em avaliação, contribuindo para a compreensão da sensibilidade potencial das áreas queimadas de matos à degradação física dos solos.

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

### 1 Introdução

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 incipientes, predominando Leptossolos derivados de xisto. As comunidades arbustivas neste Parque representam áreas de especial interesse do ponto de vista hidrológico e pedológico, já que a sua distribuição tende a associá-los a áreas marginais de relevo mais ondulado ou acidentado, onde predominam também os solos mais delgados, condições potencialmente geradoras de risco severo de erosão [1,2]).

Por outro lado, os matos são percebidos como áreas de elevado risco potencial de incêndio e, na verdade, as evidências confirmam essa percepção, sendo de variada natureza as razões que para tal concorrem, de que são exemplo: (i) a sua localização mais afastada dos centros populacionais das comunidades rurais, fora portanto de controlo social do território; (ii) a ausência de estratégia e práticas de gestão destas áreas, tornando-os território entregue aos imponderáveis da natureza e da ação humana desregrada; (iii) 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 [1,3,4].

O solo é recurso qualitativamente escasso no NE de Portugal e mais ainda nas áreas marginais em que dominam os matos [5]. A proteção deste recurso impõe-se pelo papel central 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 [2,6,7,8,9,11,12]. O conhecimento dos processos de degradação do solo e dos fatores de contexto que os guiam, é condição básica para a conceção de estratégias, ações e práticas de conservação deste recurso.

As áreas ardidas de matos conjugam elementos de interesse científico e oferecem pois um desafio particular para investigação e para a intervenção técnica, razões que justificam tomá-las como objeto do estudo na origem do presente trabalho. Tem este como objetivos apresentar e discutir resultados 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 a permeabilidade do solo superficial e a erosão hídrica.

## 2 Material e Métodos

O dispositivo experimental foi instalado numa área de matos ardida (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) (Fig. 1). Desenvolve-se em zona de relevo ondulado, na qual cumeadas aplanadas a arredondadas, de declive suave a cotas superiores a 800 m, dividem pequenas bacias de vertentes declivosas, drenando uma rede hidrográfica temporária. Sobre um substrato geológico de xistos do Silúrico, encontram-se Leptosolos úmbricos, de textura mediana, pedregosos, ácidos, com teores medianos a elevados de matéria orgânica no horizonte superficial, delgado [12]. A precipitação anual ronda os 850 mm, em média, em Terra Fria de Planalto (temperatura média anual de 10-12,5°C) [12]. 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 das povoações [1,2].

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 (Fig. 2). 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 [1,2]. Avaliou-se a abundância relativa das referidas espécies em 11 locais distribuídos aleatoriamente no terreno. A vegetação era constituída, antes do fogo, 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.

A degradação física do solo, no quadro deste trabalho, foi avaliada através de uma propriedade, a permeabilidade, e de um processo hidrológico e 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.

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 cm<sup>3</sup>, na camada de solo superficial (0-5 cm). A permeabilidade foi medida em permeâmetro de carga constante em circuito fechado, em laboratório.

Seguindo metodologia e procedimentos de campo e laboratório conhecidos [13,14], 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 (Fig. 2). 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, m<sup>2</sup>):

$$PS \text{ (g m}^{-2}\text{)} = (\text{SedFrente} + \text{SedSusp} \cdot V / 0,1) / A$$

$$E \text{ (mm)} = V / A$$



Figura 1 – Localização da área de estudo (imagens Google Earth, Novembro de 2012)

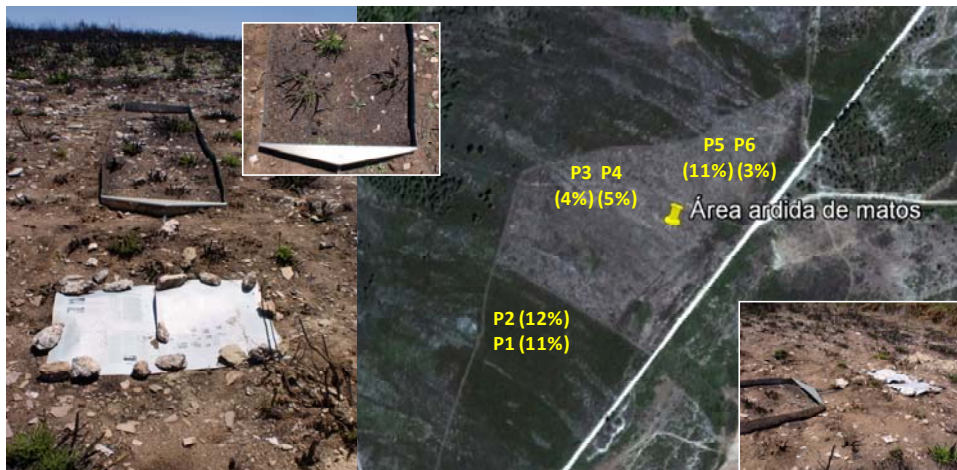


Figura 2 – Localização, declive (%) e configuração e condição de superfície das parcelas de erosão instaladas (imagem central Google Earth, Novembro de 2012)

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 1º 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.

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,  $\text{g L}^{-1}$ ), perda de solo unitária (razão entre perda de solo e

escoamento,  $\text{g m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ ). 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,  $p < 0,05$ ), correlação e regressão linear simples.

### 3 Resultados

Para o período 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  $\text{g m}^{-2}$ , respetivamente. A resposta erosiva global das parcelas neste período traduziu-se num coeficiente de escoamento de 2,4 %, com concentração de sedimento de 11  $\text{g L}^{-1}$ , sendo a perda de solo por unidade de precipitação de 0,27  $\text{g m}^{-2} \text{mm}^{-1}$  (Tabela 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  $\text{g L}^{-1}$ , e a perda de solo unitária entre 0,18 e 0,51  $\text{g m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ , 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  $\text{g m}^{-2}$  nas parcelas indicadas) (Tabela 1).

Apuraram-se resultados de base anual para o 1º ano de ensaio, representados na Figura 3. 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  $\text{g m}^{-2}$ . 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  $\text{g m}^{-2}$ , respetivamente). Tomando o conjunto dos registos do 1º 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 ( $p = 0,023$ ) (Fig. 3).

Tabela 1 – Resultados globais do ensaio: precipitação, escoamento, perda de solo e índices relacionados.

Parâmetro	Gama de variação		Média
<i>Período de ensaio</i>	<i>Abril de 2011 a Maio de 2012</i>		
<i>Precipitação (mm)</i>	545,3		
Escoamento (mm)	9,8	19,2	13,0
Perda de solo ( $\text{g m}^{-2}$ )	95,8	276,6	147,3
Coeficiente de escoamento (%)	1,8	3,5	2,4
Concentração de sedimento ( $\text{g L}^{-1}$ )	8	14	11
Perda de solo unitária ( $\text{g m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ )	0,18	0,51	0,27

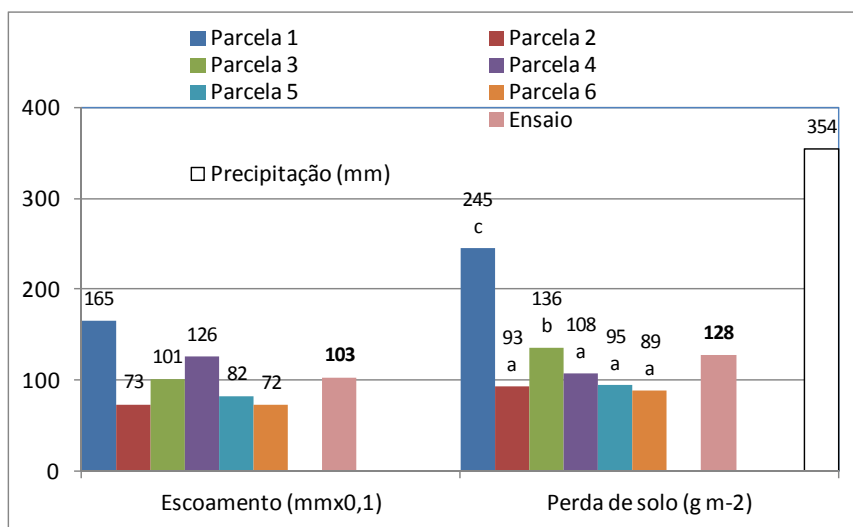


Figura 3 – Resultados do 1º ano de ensaio: escoamento e perda de solo totais médios (Ensaio) e por parcelas de erosão, e precipitação total registada (letras diferentes sobre as colunas distinguem significativas as parcelas quanto à média das colheitas)

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 Fig. 4. 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.

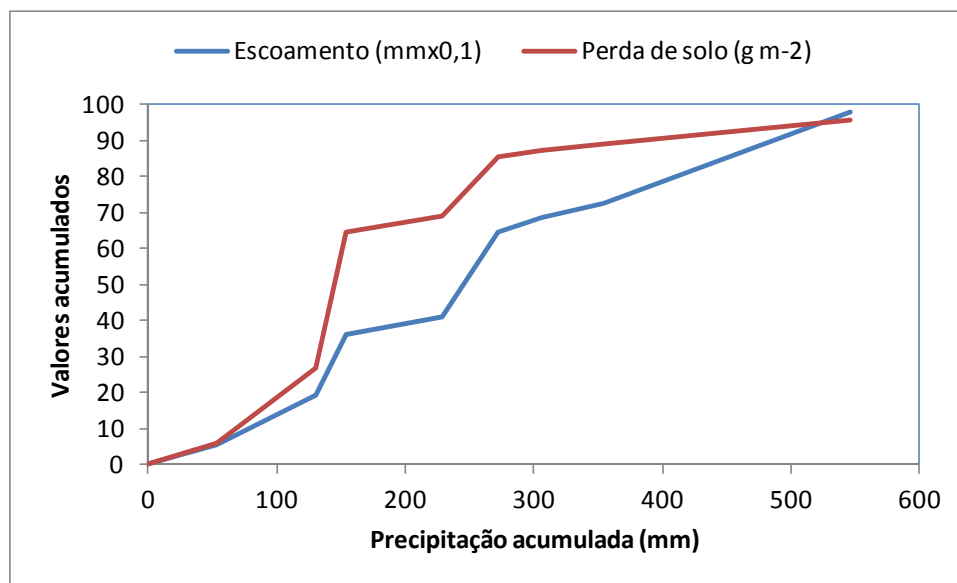


Figura 4 – Evolução temporal do escoamento e da perda de solo ao longo do ensaio: média das 6 parcelas de erosão

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. A média dos valores de permeabilidade evoluiu ao longo do tempo, decrescendo de  $22 \text{ cm h}^{-1}$ , na condição original do solo, para  $14 \text{ cm h}^{-1}$  imediatamente após o fogo. Dois meses depois, a média subiu significativamente para  $113 \text{ cm h}^{-1}$ , decrescendo para  $36 \text{ cm h}^{-1}$ , 8 meses após o fogo, valor que difere significativamente dos restantes (Fig. 5).

## 4 Discussão

Os resultados apresentados evidenciam as condições particulares do ensaio quanto à precipitação. O período de ensaio, especialmente no seu 1º 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  $1,3 \text{ t ha}^{-1}$ ) é inferior à tolerância de perda de solo em regra admitida para solos delgados de substrato não renovável ( $2,2 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  [15]), embora se aproxime do valor de  $1,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , em processo de aceitação como tolerância de perda de solo no espaço europeu [16]. É também mais baixa do que 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 [13,14]. Em áreas ardidas, de floresta e mato, os registos são em regra superiores [7,8,17,18,19]

assim como em matos não submetidos ao fogo[20]. Interpretação no mesmo sentido é válida para os valores médios globais de escoamento anual (10,3 mm).

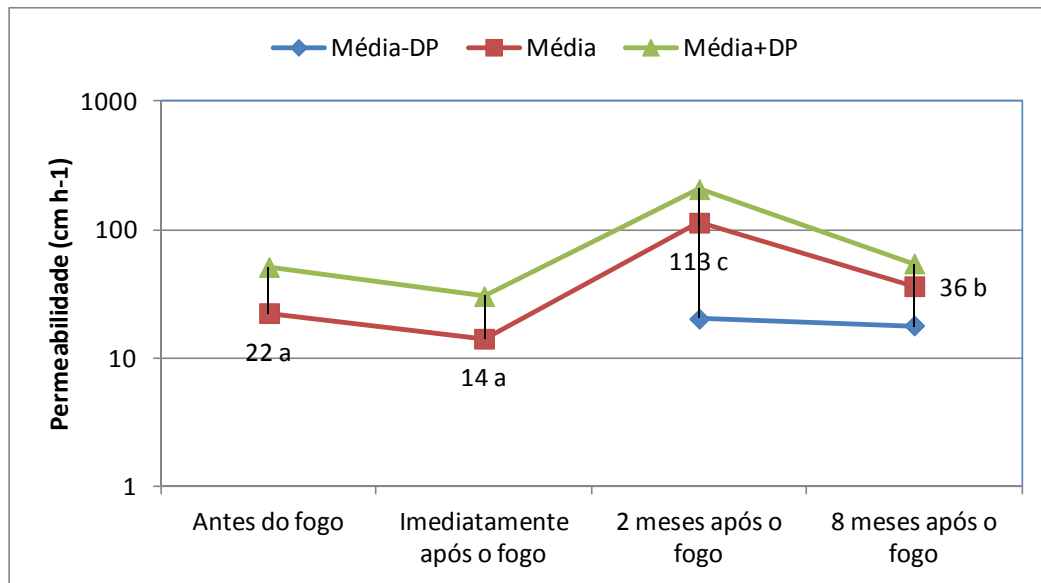


Figura 5 – Evolução temporal da permeabilidade do solo superficial na área de estudo, até aos 8 meses pós-fogo (médias seguidas de letras diferentes são significativamente diferentes,  $p < 0,05$ )

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  $2,3 \text{ t ha}^{-1}$  em ano de precipitação normal. Acresce que, outros factores 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 a de outras áreas estudadas pelos outros no NE de Portugal [13,14,21,22].

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., [13,22]). 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 críticas.

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 ( $r^2 = 0,118$ ). A evolução da cobertura vegetal do terreno, a pedregosidade e a rugosidade superficial nas parcelas, muito importantes para a resposta erosiva à micro-escala [13,14], ainda não incorporados na análise de resultados do ensaio, deverão contribuir para explicar as diferenças registadas entre parcelas.

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 [13,14].

A dispersão de valores de permeabilidade encontrada nas amostragens realizadas corresponde à situação típica encontrada nesta propriedade do solo [23]. 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 intensidade do fogo e das condições ambientais prevalentes após o fogo [24,25,26,27].

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 ou 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.

## 5 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 acima de 1 t há<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. 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

- [1] IPB/ICN. 2007. Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização. Bragança.
- [2] 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, 339-364.
- [3] CIMO 2009. *Novos sistemas para os espaços de montanha – projecto transversal do CIMO*. Centro de Investigação de Montanha, Bragança.
- [4] Rosário, L.P. (coord.) 2011. *Serviços do ecossistema em espaços florestais – grupo de trabalho: 2º Relatório de progresso*. Autoridade Florestal Nacional, Lisboa, 75pp.
- [5] Figueiredo, T. de 2002. Uma panorâmica sobre os recursos pedológicos do Nordeste Transmontano. In: *Actas do “II Seminário sobre Recursos Naturais do Nordeste Transmontano”*, Escola Superior de Educação de Bragança, Novembro de 2001. 4-11, 9 pp.
- [6] 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.
- [7] 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.
- [8] 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.
- [9] José, S. 2009. Agroforestry for ecosystems services and environmental benefits: an overview. *Agroforestry Systems* 76:1–10.
- [10] 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.
- [11] 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.

- [12] Agroconsultores & Coba. 1991. *Carta dos Solos do Nordeste de Portugal*. UTAD, Vila Real.
- [13] 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.
- [14] 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.
- [15] 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.
- [16] 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.
- [17] 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.
- [18] 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.
- [19] 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.
- [20] 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.
- [21] Figueiredo, T. de & Ferreira, A.G. 1993. Erosão dos solos em vinha de encosta na Região do Douro, Portugal. In: *Actas do ‘XII Congresso Latinoamericano da Ciência do Solo’*. Salamanca, Espanha, pp 79–88.
- [22] Figueiredo, T. de 2001. *Pedregosidade e Erosão Hídrica dos Solos em Tra´s-os-Montes: contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na Região do Douro*. PhD Dissertation, Universidade de Tra´s-os-Montes e Alto Douro, Vila Real, 283pp.
- [23] Hillel, D. 1998. *Environmental Soil Physics*. Academic Press, San Diego, USA, 771pp.
- [24] 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.
- [25] 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.
- [26] 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 & Tillage Research* 103: 4-10.
- [27] 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.

# O uso dos herbívoros na prevenção dos incêndios: uma nova oportunidade para a sustentabilidade da floresta

Marina Castro & Esther Fernández-Núñez

Centro de Investigação de Montanha, Instituto Politécnico de Bragança

Campus de Sta Apolónia, Apartado 1172, 5301-854 Bragança

marina.castro@ipb.pt

*Resumo* – O reconhecimento da extrema vulnerabilidade da floresta portuguesa aos incêndios florestais impõe o estabelecimento de medidas que possam contrariar a curto prazo esta elevada susceptibilidade. O risco de incêndios e suas consequências dependem de forma determinante das condições climáticas, que são constantes à escala Humana, e da estrutura e composição da floresta. As possibilidades de gestão, do risco estrutural, passam por medidas de sensibilização de difícil implementação e que produzem efeitos a longo prazo e, por medidas de gestão do combustível com resultados mais imediatos. A redução dos combustíveis (continuidades vertical e horizontal dos estratos) pode ser feita por diferentes processos, entre os quais, o corte mecânico, o fogo controlado e o uso do pastoreio orientado. O efeito destas operações sobre a vegetação existente é muito diferente. O corte e o fogo reduzem drasticamente a biomassa combustível, o pastoreio é uma técnica mais lenta, mas a sua eficiência a médio e longo prazo é maior, já que, por exemplo, o consumo reiterado debilita e reduz a capacidade de regeneração da maior parte das espécies arbustivas. No entanto, a capacidade “destruidora” do gado depende das características inerentes ao próprio animal (espécie, raça, hábitos alimentares, etc.) e do tipo de vegetação existente. Em função do tipo de recurso/tipo de combustível, o gado a utilizar deve ser diferente, se o pasto lenhoso é abundante, é aconselhável introduzir lignívoros, enquanto se o pasto for herbáceo deverão ser introduzidos herbívoros pastadores. O objetivo deste estudo foi fazer uma análise comparativa das dietas de ovinos e caprinos, fazendo uma tipologia dos recursos usados, destacando a capacidade de cada uma das espécies na remoção de diferentes tipos de combustível. A presença dos recursos espontâneos lenhosos na dieta dos caprinos foi muito relevante, evidenciado a forte aptidão desta espécie para o consumo destes recursos.

*Palavras-chave:* redução combustíveis, ovinos, caprinos, dietas.

## 1 Introdução

As transformações socioeconômicas ocorridas durante a segunda metade do século XX, particularmente, o êxodo rural, a diminuição da atividade agrícola, a redução da rentabilidade florestal e as políticas adotada concernentes à exclusão dos animais na floresta, favoreceram a acumulação da carga combustível no sub-bosque da grande maioria das áreas florestais mediterrânicas [1,2,3,4].

A vegetação do sub-bosque florestal pode ser um recurso forrageiro interessante, mas também o combustível necessário para a propagação do fogo, especialmente durante os verões quentes e secos em região Mediterrânica.

A redução dos combustíveis pode ser feita por diferentes processos, entre os mais usados, destaca-se, o corte mecânico (motoroçadoras, grade de discos, etc.), o fogo controlado e o uso de herbicidas.

O corte mecânico feito com motoroçadora é comparável ao efeito dos herbívoros em pastoreio por ação de remoção (dente) e pisoteio. Estudos realizados na região da Andaluzia (Espanha) [5] mostram que o custo de manutenção dos corta-fogos, mediante o emprego de motoroçadoras varia entre 84 e 461 €ha<sup>-1</sup>ano<sup>-1</sup>, já o uso dos herbívoros nestas zonas, ainda que não elimine completamente a necessidade de realizar limpezas, reduz substancialmente a sua frequência, podendo reduzir esses custos até cerca de 75%.

O uso de fogo controlado é uma técnica de custo muito reduzido comparativamente aos métodos de corte mas por vezes existem algumas contra-indicações para a sua utilização. [6] referem também o aumento do risco erosivo associado à perda do coberto vegetal.

Alternativamente, a limpeza biológica através do uso de animais em pastoreio dirigido é uma técnica eficaz e econômica para o tratamento dos bosques. A redução do risco de incêndio resultante da diminuição da carga combustível em simultâneo ao aumento da rentabilidade da exploração dos montes, proveniente da produção de carne e, a melhoria da transitabilidade do monte [7], são fatores decisivos na adoção desta “nova-velha” arte de limpeza florestal.

A investigação centrada no uso de pastoreio com vacas, ovelhas e cabras como técnica de gestão dos combustíveis tem mostrado bons resultados, no que concerne ao custo e efetividade, em diversos países, tais como França [8], Grécia [9], Portugal [10] ou Espanha [7,11,12].

Contudo, os herbívoros simultaneamente ao seu trabalho de limpeza terão que ter a possibilidade de se alimentar com os recursos provenientes do sub-bosque. Os herbívoros selecionam as suas dietas partindo da disponibilidade de recursos forrageiros com distintas características químicas e físicas, mas regra geral as suas dietas resultam mais ricas em nutrientes e mais pobres em substâncias antinutricionais (toxinas) que a média do conjunto dos recursos disponíveis [13], ou seja, é precisamente a capacidade de seleção que poderá intervir ao nível da concentração de nutrientes de recursos vegetais de limitada qualidade como frequentemente acontece com os meios florestais.

Muitos fatores intervêm no complexo processo de seleção, entre os quais, destacamos as características inerentes ao próprio animal (tamanho corporal, estrutura bucal, estrutura do tracto digestivo, etc., [14]. As ovelhas são espécies pastadoras com maior tendência para o consumo de lenhosas (ramoneo em espanhol ou browsing em inglês) que as vacas, enquanto que, as cabras foram classificadas como uma espécie com hábitos alimentícios intermédios, adaptados tanto ao pastoreio de herbáceas como de lenhosas, mostrando variação da sua dieta em função da disponibilidade da forragem, o seu valor nutritivo e a estação do ano [15].

Devido às suas características anatomo-fisiológicas, os caprinos são o grupo, entre os herbívoros domésticos, melhor adaptados ao consumo das coberturas vegetais presentes no bosque mediterrâneo [16]. Esta adaptação acrescida, relativamente aos ovinos e principalmente os bovinos, é ditada pela forma do focinho, mobilidade dos lábios superiores, tamanho corporal, agilidade para subir a algumas árvores ou possibilidade de alimentação em posição bípeda (sob as patas traseiras, [17]).

As cabras demonstram maior preferência pelas espécies lenhosas durante todo o ano mesmo quando as herbáceas são de boa qualidade e abundantes (primavera) [1]. Comparados com outros ruminantes domésticos, as cabras selecionam uma ampla variedade de plantas de qualidade superior, às selecionadas por vacas ou ovelhas.

Em estudos comparativos feitos por [18], os caprinos consumiam 60% de arbustos, 30% de gramíneas e 10% de outras herbáceas do sub-bosque, enquanto que nas ovelhas, a proporção era de 20% de arbustos, 50% de gramíneas e 30% outras herbáceas. Segundo, [19], as cabras consomem bem as gramíneas imaturas, mas com a perda de qualidade resultante do avanço do estado fenológico redirecionam a sua dieta para as lenhosas. Além disso, o pastoreio de caprinos, melhora a qualidade do pasto natural e aumenta a disponibilidade de espécies herbáceas para outros herbívoros selvagens e domésticos como as ovelhas [19].

Neste trabalho, analisa-se a variação anual da dieta de ovinos e caprinos, assim como a variação da preferência alimentar entre as duas espécies quando expostos ao mesmo tipo de recursos, destacando a superioridade dos caprinos para a realização da limpeza biológica das florestas.

## **2 Material e métodos**

Este trabalho centra-se na análise do comportamento alimentar de pequenos ruminantes domésticos, designadamente na avaliação dos seus regimes alimentares, dietas e preferências alimentares; é composto por dois estudos realizados em Trás-os-Montes. O primeiro decorreu entre 1999 a 2000 e centrou-se na análise comparada da preferência alimentar de ovinos e caprinos face aos recursos alimentares disponíveis. Os quatro rebanhos (dois de ovinos e dois de caprinos) monitorizados distribuíam-se por três freguesias do Concelho de Bragança (Rebordaínhos, Sortes, Freixedelo) e uma de Vinhais (Zido).

O outro baseia-se na análise dos regimes alimentares de seis rebanhos (três de ovinos e três de caprinos) localizados na freguesia de Morais (Concelho de Macedo de Cavaleiros), durante os anos de 2011-2012. Em ambos os casos, os rebanhos foram monitorizados, desde a saída à entrada na corriça, através do acompanhamento dos rebanhos e do registo dos percursos de pastoreio com GPS.

No estudo realizado nas quatro freguesias da *Terra Fria Transmontana*, a frequência de monitorização foi mensal, o que originou 52 percursos. No segundo, os percursos de pastoreio foram realizados no outono, inverno, primavera e verão.

O estudo do comportamento de ovinos e caprinos baseou-se no registo da actividade de um grupo de 10 animais representativos do rebanho, seleccionados ao acaso em cada observação. Este procedimento repetiu-se em intervalos de 15 minutos durante todo o percurso de pastoreio, mesmo quando ocorreu pastoreio nocturno. As actividades dos animais foram todas anotadas (alimentação, deslocamento, repouso com e sem ruminação e em posição de pé ou deitado) e sempre que os animais estavam na actividade de pastoreio, eram registadas as espécies vegetais ou as formações vegetais consumidas.

Adicionalmente, para o estudo da preferência, a disponibilidade das diferentes espécies vegetais foi avaliada nos pontos coincidentes com a observação do comportamento dos animais. A disponibilidade de cada espécie lenhosa estimou-se a partir da sua cobertura. A estimativa percentual da cobertura realizou-se visualmente considerando a projecção vertical da sua biomassa aérea. No caso das herbáceas registou-se o tipo de comunidade (lameiro, cobertura vegetal espontânea, restolho, pousio, e forragem), e estimou-se a sua disponibilidade, a partir da evolução da cobertura. A avaliação incidiu sobre o território coincidente com a área potencial de permanência e movimento não organizado do rebanho, constituindo por isso, o conjunto de manchas onde se encontra o rebanho.

A dieta dos rebanhos em cada percurso de pastoreio foi estimada a partir do inventário das espécies vegetais consumidas ao longo das sequências de amostragem de 15 minutos. A proporção de cada recurso na dieta é calculada através do número de animais observados em cada espécie/recurso sobre o número total de animais observados na actividade de alimentação.

Dadas as condições experimentais é difícil avaliar a preferência das diferentes espécies vegetais, uma vez que a sua disponibilidade varia muito, por vezes entre cada ponto de amostragem. Para contornar esta dificuldade, numa primeira fase tipificamos os percursos em função da disponibilidade de espécies e posteriormente comparamos as espécies dentro dos grupos a que pertencem.

As espécies que simultaneamente não estavam representadas em 10% dos percursos nem em 1% dos pontos amostrados foram eliminadas da análise de preferência; resultaram assim quatro classes vegetais herbáceas (lameiros, cobertura vegetal espontânea – pastos pobres de altitude, pastos de sub-bosque dos soutos, olivais, etc., restolhos e forragens) e 17 lenhosas (*Cytisus scoparius*, *Cytisus striatus*, *Cytisus multiflorus*, *Genista falcata*, *Fraxinus angustifolia*, *Salix sp.*, *Ulmus minor*, *Rubus sp.*, *Erica spp.*, *Pterospartum tridentatum*, *Quercus pyrenaica*, *Lavandula stoechas*, *Cistus ladanifer*, *Cistus psilosepalus*, *Halimium lasianthum*, *Daphne gnidium*, *Crataegus monogyna*).

Para a análise da selecção da dieta foi usado o índice de Krueger (1972), que compara a percentagem da espécie (ou categoria no caso das herbáceas) na dieta com a sua disponibilidade no território.

$$\text{Prefêrencia} = \frac{\% \text{ da espécie da dieta}}{\% \text{ da cobertura da espécie na área do percurso}}$$

Calculou-se o índice para cada uma das espécies ou categorias vegetais em cada percurso, mediante a média do conjunto dos pontos de observação em que as espécies vegetais estavam disponíveis.

A dieta dos seis rebanhos nos quatro períodos do ano em Morais foi determinada. Posteriormente os recursos alimentares, em cada dieta foram agrupados em herbáceos, lenhosos e cultivados de modo a permitir identificar

a estratégia trófica de ovinos e caprinos e a sua variação anual; assim como apreciar a distinta relação entre cada uma das espécies de pequenos ruminantes e a matriz agrícola e florestal.

Foram incluídos em recursos cultivados, os lameiros e todas as culturas forrageiras – sorgo, ferrã, aveia, feijão-frade; como herbáceos, o conjunto de recursos vegetais herbáceos de diferente natureza, como o crescimento herbáceo no sub-coberto dos olivais, o crescimento herbáceo dos sobreirais e azinhais, as herbáceas junto aos leitos dos rios, os herbaçais de junça, sempre com carácter espontâneo. E como lenhosos, todos os recursos arbustivos e arbóreos.

### 3 Resultados

#### 3.1 Dieta

A variação da proporção das componentes lenhosa e herbácea na dieta de ovinos e caprinos evidencia uma diferente estratégia trófica entre ambas as espécies. A relação lenhosas/herbáceas na dieta de caprinos é de 52,55-47,23% no outono, 58,09-41,91% no inverno, 31,77-68,23% na primavera e 65,64-34,36% no verão, apenas na primavera o consumo de herbáceas supera o de lenhosas. O consumo de herbáceas pelos caprinos na primavera baseia-se no pastoreio de áreas de matos ardidas que neste período apresentavam uma cobertura de herbáceas de grande qualidade. Também, o pastoreio nas formações tipo montado do Monte de Morais, contribui para elevado consumo de herbáceas. A estratégia alimentar evidenciada por este padrão de consumo nos caprinos pode classificar-se como mista (*mixed feeders*) uma vez que a dieta varia anualmente em função da disponibilidade e qualidade dos recursos alimentares.

No caso dos ovinos a relação lenhosas/herbáceas é de 19,67-80,33%, no outono, 21,64-78,36% no inverno, 6,10-93,90% na primavera e 17,27-82,73%, ou seja, uma dieta constituída ao longo de todo o ano principalmente por herbáceas, evidenciando uma estratégia típica pastadora (*Bulk and Roughage Feeders or Grazers*).

A composição da dieta reflete a variação sazonal e espacial, da disponibilidade e qualidade dos recursos. Já a relação entre as componentes lenhosa e herbácea da dieta tende a mostrar um padrão intimamente relacionado com a espécie animal. Ou seja, apesar dos recursos poderem ser diferentes em função das variáveis enunciadas a tipologia da sua composição segue um padrão identificado por numerosos autores.

A análise da tipologia dos recursos consumidos permite perceber a relação dos rebanhos com o território. A ligação dos ovinos com a matriz agrícola e a dos caprinos com a matriz florestal foi descrita por [20].

A análise da tipologia dos recursos alimentares presentes na dieta de ovinos e caprinos, considerando, recursos cultivados (lameiros, forragens como sorgo, feijão-frade, ferrã, etc.), recursos espontâneos herbáceos (coberturas vegetais espontâneas como sub-bosque de azinhal e sobreiral, sub-coberto de olival, pousios, restolhos, herbáceas dos leitos dos rios, etc.) e recursos lenhosos (folhas de árvores, bolotas, raminhos e folhas de arbustos,) evidencia diferenças muito claras entre uns e outros (Fig. 1).

A proporção de recursos cultivados na dieta de caprinos é de 28,39% no outono, 0,00% no inverno, 9,26% na primavera e 23,10% no verão, no caso dos ovinos sobem claramente para, 53,39% no outono, 21,52% no inverno, 42,23% na primavera e 58,04% no verão. Ou seja, a proporção de recursos espontâneos nas dietas de caprinos varia de 72% (outono) a 100% (inverno).

A análise da tipologia da dieta de caprinos e ovinos deixa transparecer uma forte relação dos primeiros com os habitats florestais enquanto os segundos se relacionam com os habitats agrícolas.

#### 3.2 Preferências

A variação da preferência pelos recursos vegetais que constituem cada um dos grupos de recursos pode ser apreciada na Tabela 1. Considera-se que as espécies vegetais com índice de preferência (IP) inferior a 0.95 são recusadas e superior a 1.05 preferidas, entre estes limites são neutras.

No caso dos recursos dos percursos de pastoreio do grupo I, os caprinos demonstram recusa acentuada pela *Cistus psilosepalus* (IP = 0,03) y *Cytisus striatus* (IP = 0,61), indiferença pelas urzes (IP = 0,95) e preferência acentuada pelo ulmeiro (IP = 7,11), carqueija (IP = 4,35) e salgueiro (IP = 1,74). Contrariamente, as ovelhas demonstram clara recusa pelo ulmeiro, salgueiro e *Cistus psilosepalus* assim como preferência pela carqueija (IP = 2,39), urzes (IP = 1,50) e *Cytisus striatus* (IP = 1,10). O grau de apetência pelas espécies arbóreas (ulmeiro e salgueiro) é distinto entre ovinos e caprinos. As diferenças morfológicas existentes entre ovinos e caprinos e a possibilidade dos últimos se levantarem nas duas patas traseiras confere-lhes uma maior possibilidade, a quando, da seleção do seu regime alimentar.

A *P. tridentatum* é uma espécie preferida tanto por ovinos como caprinos, enquanto que *C. psilosepalus* é recusada por ambos os tipos de rebanho. O que indicia uma pauta geral de variação da preferência entre as espécies vegetais, ligada por um lado, à qualidade e, por outro, à recusa frente às defesas anti-herbívoro. Estas duas espécies vegetais parecem encaixar bem na primeira linha explicativa da preferência.

*Pterospartum* é uma leguminosa, apresentando um valor alimentar interessante [21], e a sua valoração positiva deve-se à sua qualidade, enquanto que a recusa da *Cistus psilosepalus* provavelmente se relacionaria com a sua má qualidade ou presença de defesas anti-herbívoro, já que nas observações de campo nunca foi uma espécie com consumos visíveis.

Tabela 1. Índice de preferência para ovinos e caprinos.

Grupos	Espécies/Recursos	Índice de preferência	
		Ovinos	Caprinos
I	<i>Pterospartum tridentatum</i>	2,39	4,35
	<i>Erica</i> spp.	1,50	0,95
	<i>Cytisus striatus</i>	1,10	0,61
	<i>Cistus psilosepalus</i>	0,30	0,03
	<i>Ulmus minor</i>	0,00	7,11
	<i>Salix</i> sp.	0,00	1,74
II	Lameiros	0,99	0,56
	Forragem	0,95	0,83
	Pastagem	0,88	0,71
	<i>Genista falcata</i>	0,79	0,91
	<i>Cytisus multiflorus</i>	0,82	1,04
	<i>Rubus</i> sp.	5,64	9,70
III	<i>Fraxinus angustifolia</i>	0,00	6,13
	<i>Quercus pyrenaica</i>	2,75	4,57
	<i>Cytisus scoparius</i>	1,03	1,21
	<i>Halimium lasianthum</i>	0,00	4,32
IV	Restolho	1,00	0,98
	<i>Lavandula stoechas</i>		0,34
	<i>Cistus ladanifer</i>		1,34
	<i>Daphne gnidium</i>		0,10
	<i>Crataegus monogyna</i>		2,41

É precisamente nos recursos do grupo II que se podem apreciar diferenças notáveis na estratégia trófica de ovinos e caprinos. Os caprinos recusam as comunidades vegetais herbáceas (lameiros IP = 0,56, forragens IP = 0,83, prados pobres, IP = 0,71). E demonstram uma forte preferência por silvas (IP = 9,70) e por freixo (IP = 6,13). A elevada preferência também demonstrada pelos ovinos pelas silvas (IP = 5,64) relaciona-se com a qualidade desta espécie. Os ovinos não consomem o freixo e as restantes classes de lenhosas são recusadas, *Cytisus multiflorum* (IP = 0,82) e *Genista* (IP = 0,79). Relativamente à preferência pelos recursos herbáceos, nota-se uma diferença clara entre ovinos e caprinos, com uma relação negativa dos caprinos frente às herbáceas, este padrão também foi observado por [22]. Por outro lado, no caso dos ovinos observa-se também uma discriminação positiva frente à qualidade, daí as diferenças de preferência entre lameiros e prados pobres (IP de 0,99 a 0,88).

Nos recursos do grupo III, o carvalho é preferido por ambas às espécies (IP = 4,57 e 2,75, para caprinos e ovinos respectivamente), *Cytisus scoparius* é um recurso que é preferido por caprinos (IP = 1,21) e indiferente

para os ovinos (IP = 1,03). O *Halimium* não é consumido pelas ovelhas mais é preferido pelas cabras (IP = 4,32). Os recursos do Grupo IV apenas surgem disponíveis para caprinos.

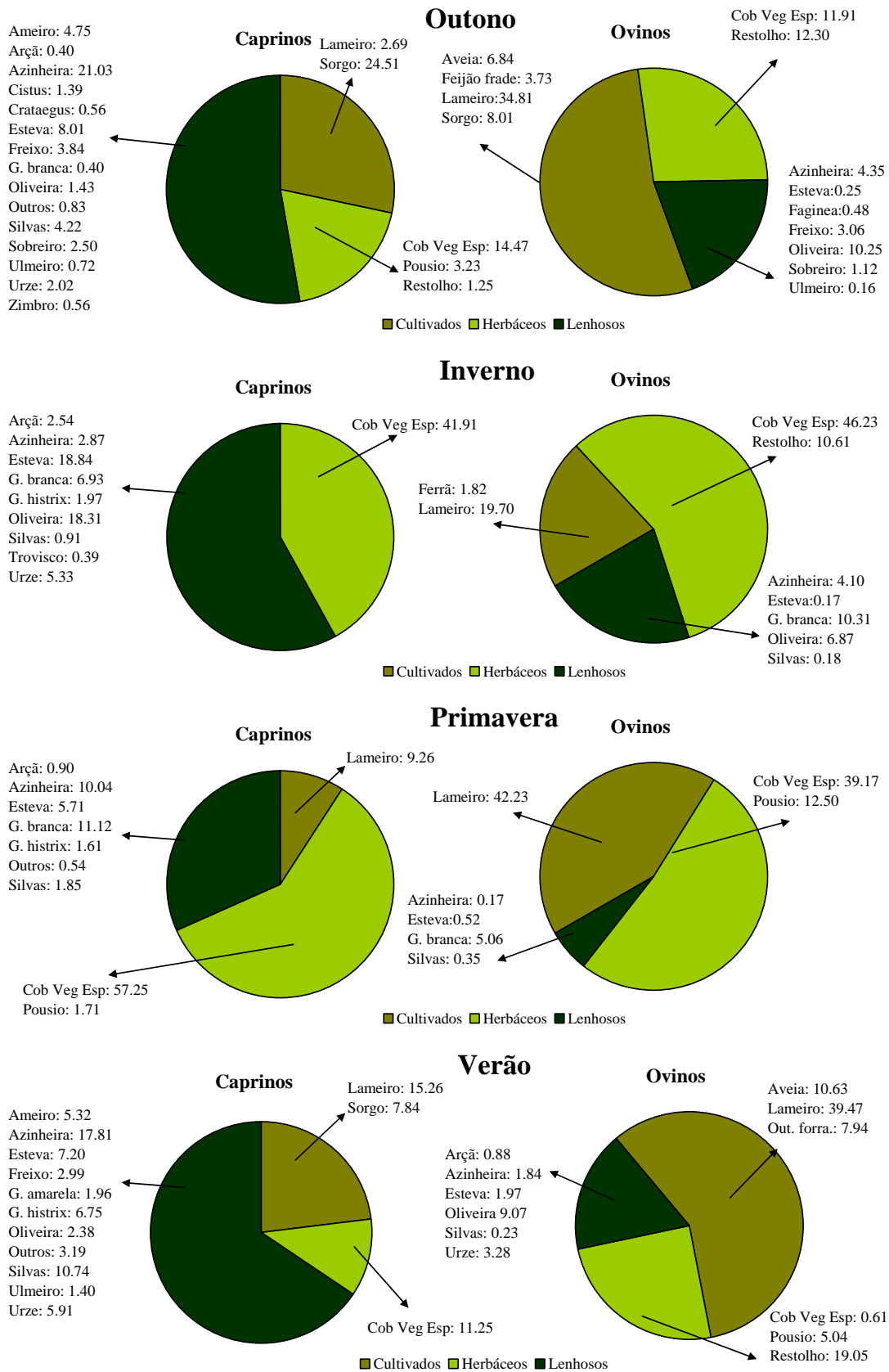


Figura 1. Nível de recursos cultivados, herbáceos e lenhosos presente nas dietas de caprinos e ovinos durante o ano.

## 4 Considerações finais

O regime alimentar dos ovinos e caprinos em estudo apresenta uma pauta de dominância de recursos herbáceos para os primeiros e recursos lenhosos para os segundos, apenas contrariada na primavera, no caso dos caprinos; os nossos resultados estão de acordo com o verificado por vários autores [19,18,23,24].

Ovinos e caprinos possuem estratégias tróficas diferentes, os primeiros evidenciam um comportamento pastador enquanto que os segundos apresentam uma estratégia mista oportunista. Também a relação dos pequenos ruminantes com o seu território parece indicar que os caprinos se relacionam preferencialmente com os habitats florestais enquanto que os ovinos com os agrícolas, este padrão já foi anteriormente descrito por vários autores [20, 25, 13].

A avaliação da preferência reforça as conclusões do estudo relativo às dietas, pondo em evidência a forte apetência dos caprinos por recursos lenhosos e a sua capacidade para a realização da limpeza biológica das florestas.

### Referências

- [1] Mancilla-Leytón, J.M., C. Parejo Farnés & A. Martín Vicente. 2012. Selection of browse species and energy balance of goats grazing on forest understory vegetation in Doñana Natural Park (SW Spain). *Livestock Science* 148: 237–242.
- [2] Vélez Muñoz, R. 2007. *Experiences in Spain of Community Based Fire Management*. Wildfire 2007. 4th International Wildland Fire Conference, Sevilla, 11pp.
- [3] Pausas, J.G. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climatic Change* 63:337-350.
- [4] Moreira, F., F. C. Rego & P. G. Ferreira. 2001. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for re occurrence. *Landscape Ecology* 16 (6):557-567.
- [5] Varela-Redondo, E, J. Calatrava-Requena, J. Ruiz-Mirazo, R. Jiménez-Piano & J.L. González-Rebollar. 2008. El pastoreo en la prevención de incendios forestales: análisis comparado de costes evitados frente a medios mecánicos de desbroce de la vegetación. El pastoreo y la prevención de incendios La cabra de Guadarrama. *Pequeños Rumiantes, Sociedad española de ovinotecnia y caprinotecnia* 9 (3):12-20.
- [6] Martínez-Martínez, A., U. García-Prieto, V. García-Prieto & M. Fernández de Sousa. 2011. Actuaciones complementarias a los desbroces y quemas controladas. *Tecnología Agroalimentaria* 9: 25-30.
- [7] Rigueiro-Rodríguez, A., M.R. Mosquera-Losada, R. Romero-Franco, M.P. González-Hernández, J. Villarino-Urtiaga & M.L. López-Díaz. 2005. 25 años de investigación en Galicia sobre sistemas silvopastorales en prevención de incendios forestales. Conferencia Internacional sobre Estrategias de Prevención de Incendios en el Sur de Europa. Barcelona.
- [8] Bénédicte, B., L. K Kmiec & M. Étienne. 2006. *Une coupure de combustible en Luberon. Bilan de douze ans de suivis pastoralistes, DFCI et environnementaux*. Réseau Coupures de combustible. Éd. de la Cardère Morières, 104 p.
- [9] Xanthopoulos, G., D. Caballero, M. Galante, D. Alexandrian, E. Rigolot & R. Marzano. 2006. *Forest Fuels Management in Europe*. In: P.L. Andrews, B.W. & Butler (eds.), Fuels Management-How to Measure Success: Conference Proceedings, Portland, p.29-46.
- [10] Castro, M., J. Castro & A.G. Sal. 2009. Efeito da Pastorícia Tradicional na Redução de Combustíveis Finos em Bosques de *Quercus pyrenaica*. *Silva Lusitanica* 17(2):159-169.
- [11] Varela, E., J. Calatrava, J. Ruiz-Mirazo, R. Jiménez & J.L. González-Rebollar. 2007. *Valoración económica del pastoreo en términos de costes evitados en labores de prevención de incendios forestales*. Wildfire2007 4ª Conferencia Internacional sobre incendios forestales, Sevilla, 11 pp.
- [12] Ruíz-Mirazo, J., A.B. Robles & J.L. González-Rebollar. 2009. Pastoralism in Natural Parks in Andalusia (Spain): a tool for fire prevention and naturalization of ecosystems. *Options mediterraneennes A* 91: 41-145.
- [13] Castro, Marina; Castro, José; Gómez Sal, Antonio (2004) - L'utilisation du territoire par les petits ruminants dans la région de montagne de Trás-os-Montes, au Portugal. *Options Mediterraneennes*. Série A. ISSN 1016-121X. 61, p. 249-254
- [14] Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system. *Oecologia* 78:443-457.

- [15] Pietrosemoli, S., F. Arenas, D. Bermudez, O. Peley, & A. Casanova. 2005. Goat preference of five legumes. *Journal Animal Science* 83 (1):277.
- [16] Green, L. R. & L.A. Newell. 1982. *Using goats to control brush regrowth on fuelbreaks*. Pac. Southwest For. and Range Exp. Sta. Gen. Tech. Rep. PSW-59. 13 pp.
- [17] Rook, A.J., M. Petit, J. Isselstein, K. Osoro, M.F. WallisDeVries, G. Parente & J. Mills. 2004. Effects of livestock breed and stocking rate on sustainable grazing systems: 1. Project description and synthesis of results. *Grassland Science in Europe* 9: 572-574.
- [18] Mellado, M., R. Valdez, L. M. Lara, & R. Lopez. 2003. Stocking rate effects on goats: A research observation. *Journal Range Management* 56:167-173.
- [19] Ruíz-Mirazo, J., A.B. Robles & J.L. Gonzalez-Rebollar. 2011. Two-year evaluation of fuelbreaks grazed by livestock in the wildfire prevention program in Andalusia (Spain). *Agriculture Ecosystems & Environment* 141(1-2):13-22.
- [20] Castro, M. J.F. Castro 2003. *Ocupação tradicional do território e os novos modelos de utilização do espaço*. In V Colóquio Hispano-Português de Estudos Rurais: Futuro dos Territórios Rurais numa Europa Alargada. Bragança.
- [21] Rego, F. C. 1993. Trees and shrubs as food for grazing animals in Portugal. Pages 45- 51 in Agricultural, Agrimed Research Programme. Commission of the European Communities, EUR 11 459.
- [22] Bartolomé, J., Franch, J., Plaixats, J., & Seligman, N. G. 1998. Diet selection by sheep and goats on Mediterranean heath-woodland range. *Journal Range Management*. 51:383-391
- [23] Narvaez, N., A. Broshb, W. Pittroff 2012. Use of n-alkanes to estimate seasonal diet composition and intake of sheep and goats grazing in California chaparral. *Small Ruminant Research* 104:129-138
- [24] Bourbouze, A. et Donadieu, P. (éds) (1987). *L'Élevage sur Parcours en Régions Méditerranéennes. Options Méditerranéennes, Série Etudes, 1987/II*. CIHEAM-IAMM, Montpellier.
- [25] Castro, M. 2004. *Análisis de la interacción vegetación-herbívoro en sistemas silvopastorales basados en Quercus pyrenaica*. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá de Henares. Tese de Doutoramento